

UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Depuración de Efluentes urbanos en Humidais Construídos: Influencia da Especie vexetal, a configuración e a velocidade de carga orgánica.

Depuración de Efluentes urbanos en Humidais Construídos: Influencia da Especie vexetal, a configuración e a velocidade de carga orgánica.
Tania Carballeira Amarelo

DEPURACIÓN DE EFLUENTES URBANOS EN HUMIDAI CONSTRUÍDOS: INFLUENCIA DA ESPECIE VEXETAL, A CONFIGURACIÓN E A VELOCIDADE DE CARGA ORGÁNICA



TESE DE DOUTORAMENTO

Tania Carballeira Amarelo

2014

Tania Carballeira Amarelo
2014, UDC

UDC
2014

Depuración de efluentes urbanos en humidais construídos: influencia da especie vexetal, a configuración e a velocidade de carga orgánica.

Autora: Tania Carballeira Amarelo

Tese de doutoramento UDC / 2014

Directores: Manuel Soto Castiñeira e Isabel Ruiz Bolaños

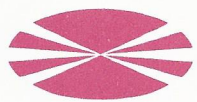
Programa de doutoramento¹ en Química Ambiental e Fundamental



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

¹ Programa regulado polo RD 185/1985 ou RD 778/1998: nome do Departamento/Instituto Universitario

Programa regulado polo RD 1393/2007 ou RD 99/2011: nome do programa



DEPARTAMENTO DE QUÍMICA FÍSICA E ENXEÑARÍA QUÍMICA I

Universidade da Coruña

Facultade de Ciencias

Alejandro de la Sota, 1 (Campus da Zapateira)

15008 A Coruña

Tfno.: (+34) 981 167 000 ext. 2165

Fax: (+34) 981 167 065

e-mail: dptqfeq@udc.es

MANUEL SOTO CASTIÑEIRA, Catedrático de Universidade, e **ISABEL RUÍZ BOLAÑOS** contratada doutora, ambos pertencentes ó Departamento de Química Física e Enxeñaría Química I da Universidade da Coruña,

AUTORIZAN

A Tania Carballeira Amarelo a presentar a memoria titulada: “Depuración de efluentes urbanos en humidais construídos: influencia da especie vexetal, a configuración e a velocidade de carga orgánica”, que foi realizada baixo a súa dirección no Laboratorio de Enxeñaría Química na Facultade de Ciencias para optar ó grado de Doutora pola Universidade da Coruña.

E para que así conste aos efectos oportunos firman a presente en
A Coruña, a 14 de marzo de 2014.

Fdo. Manuel Soto Castiñeira

Isabel Ruíz Bolaños

Agradecementos

Fai xa máis de catro anos que comezei esta andadura científica, chea de ilusión e forza, con obxecto de acadar unha nova meta profesional. E a redacción ansiada destas líneas é o mellor reflexo de que esa meta se agocha preto, como resultado dun camiño de aprendizaxe e formación científica e persoal.

Un camiño arduo e pedregoso en ocasións, un camiño estresante que desperta o “aquele” científico que compromete, ilusiona e apasiona pola ciencia e a investigación ao que o recorre. Un camiño apremiante e reconfortante que sería incapaz de rematar se non fose por todos aqueles que dun ou doutro xeito estivéstedes ao meu carón, apoíandome con folgos e ánimos, con comprensión e entendemento, con aprendizaxe científico e transmisión de coñecementos. Grazas a todos aqueles que me fixéstedes máis sinxela esta senda.

Quero comezar, amosando todo o meu agradecemento aos meus directores de tese: Manuel Soto Castiñeira e Isabel Ruíz Bolaños por brindarme esta oportunidade e transmitirme gran cantidade de coñecementos neste campo.

Ao departamento de Química Física e Enxeñaría Química I da Facultade de Ciencias, grazas a todos por permitirme levar a cabo a realización desta tese. En especial ao laboratorio de Enxeñaría Química por poñer á miña disposición as súas instalacións para o desenvolvemento desta investigación.

Ao laboratorio de Microbiloxía do Departamento de Bioloxía Celular e Molecular, á área de Botánica do Departamento de Bioloxía Animal, Vexetal e Ecoloxía (ámbolos dous da Facultade de Ciencias), ao Laboratorio de Enxeñaría Sostible (LIS), Fundación da Enxeñaría Civil de Galicia da Escola Técnica Superior de Enxeñeiros de Camiños, Canais e Portos, á Unidade de Técnicas Cromatográficas (UTC), Unidade de Espectrometría de Plasma/Masas (UEPM)

Agradecementos

e á Unidade de Análises de Augas (UAA) do SAI (Servicios Xerais de Apoio á Investigación), pola súa contribución a este traballo.

Ao laboratorio de Química do Centro de Investigacións Tecnolóxicas pola súa introdución no mundo da investigación.

Á Xunta de Galicia e ao “Programa de recursos humanos do Plan Galego de Investigación, Desenvolvemento e Innovación Tecnolóxica-Incite (2006-2010)” pola concesión da beca pre-doutoral María Barbeito, ao Ministerio de Ciencia e Innovación pola financiación dos proxectos “Investigación sobre la utilización de humedales artificiales para la depuración de aguas residuales” CIT-310000-2008-4 e “Tatamiento combinado de aguas residuales en digestores anaerobios y humedales de alta carga: seguimiento 2008-2011” CTM2008-06676-C05-05/TECNO de axuda para o desenrolo desta tese doutoral.

Dentro dos agradecementos globais merecen o seu destacamento particular todas aquelas persoas que contribuíron dun xeito ou doutro na elaboración desta tese. Así pois, gustaríame comezar amosando o meu agradecemento aos directores da tese, Manolo e Isa, non só por transmitirme gran parte dos seus coñecementos, senón tamén por permitirme traballar nun bo ambiente de traballo e máis por axudarme fundamentalmente nestes dous últimos anos de tese no que o traballo foi quizais máis duro, grazas.

A Alberto e Pablo, pola súa ledicia no traballo e o seu estado de disposición á axuda dos doutorandos. Aos meus compañeiros de batalla, Marcos e David, pola súa axuda continuada, a súa contribución ao meu traballo e a súa cercanía en todo momento. A María, Ana, Andrea, Marta e Fani por todos os cafés compartidos, por eses “recreos” de relaxación e sorrisos, pola súa comprensión e axuda. A Eldon, Marta Ben, Harris, Martin..., grazas.

Agradecementos

A Jesús e aos seus traballadores polos labores de apoio na planta depuradora a escala piloto.

A Enrique Torres (Microbioloxía), Elvira Sahuquillo (Botánica), Gerardo e Verónica (Cromatografía de Servizos Xerais de Apoio á Investigación), Juan Cagiao (Facultade de Enxeñaría de Camiños) pola súa contribución a este traballo de tese.

A Senén, pola confianza que depositou na miña capacidade e aptitudes, por abrirme a porta do meu futuro profesional con convicción, grazas.

A todos os meus amigos e amigas, fundamentalmente a Cris, Elena, Lidia, Ana...polos seus consellos e ánimos e por escoitar as batallas do meu día a día. En especial quero amosar o meu agradecemento a Mar, a miña alma xemelga na química e na vida, pola súa axuda altruísta en todo momento, o seu apoio nos bos e malos momentos, os seus ánimos, polos moitos méritos que posúe para levar o título da miña mellor amiga, moitas grazas.

A meu pai e a miña nai polo seu infinito esforzo, por ensinarme todo o que son, por amosarme todos eses valores que me permitiron levar adiante o que hoxe remato, pola vosa comprensión. A meu irmán, Jorge, polo seu sorriso a miña alegría, pola súa alegría o meu sorriso. Grazas polo voso agarimo, axuda e apoio eterno.

A Toni, pola súa compañía, pola súa paciencia, comprensión e afecto no día a día. Polo seu agarimo e o seu apoio. Grazas por ser o meu fiel oínte das miñas divagacións químicas.

Son estas as últimas liñas dun proxecto que comecei tempo atrás e que da fin materializado neste escrito, as liñas máis sentidas e sen embargo, as máis difíciles de redactar. Seguramente me quede moito por agradecer e moita xente por nomear polo que só podó dicir que moitas grazas a todos os que me acompañástedes nesta andaina, GRAZAS!!

Resumo

O presente traballo ten como obxectivo avaliar a depuración de ARU nun sistema de tratamento sinxelo e de baixo custo, constituído por dixestor anaerobio –pretratamento- e humidais construídos –postratamento-, en cumprimento da Directiva 91/271/CEE. Para isto experimentouse unha planta piloto na que se avaliaron distintas variables: carga orgánica, dirección do fluxo, diámetro de partícula do leito e especie vexetal.

Os resultados indicaron que a eficiencia de depuración en humidais construídos de fluxo horizontal subsuperficial non depende da especie vexetal a velocidades de carga orgánica baixas ou moi baixas, mentres que se observaron diferenzas a velocidades de cargas medias. A dirección do fluxo xunto coas características do medio filtrante afecta en baixa medida a eficiencia de eliminación de materia orgánica biodegradable pero non así na capacidade de eliminar nitróxeno, acadándose eliminacións de ata o 80% de amoníaco e NTK en unidades FV, mostrando así a superioridade destes humidais. Son obtidas elevadas eficiencias para a retención de hidrocarburos e a eliminación de microorganismos patóxenos en tódolos casos. Tras tres anos de operación (en condicións de baixa-media carga) non se observaron indicios de colmataxe,. Pola contra, as emisións de metano nas unidades FH non resultan desprezábais, manifestándose o interese de estratexias de operación que as minimicen.

Resumen

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar la depuración de ARU en un sistema de tratamiento sencillo y de bajo costo constituido por digestor anaerobio –pretratamiento- y humedales construidos –postratamiento-, en cumplimiento de la Directiva 91/271/CEE. Para ello, se experimentó una planta piloto en la que se evaluaron distintas variables: carga orgánica, dirección del flujo, diámetro de partícula del lecho y especie vegetal.

Los resultados indicaron que la eficiencia de depuración en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial no dependen de la especie vegetal a velocidades de carga orgánica bajas o muy bajas, mientras que se observaron diferencias a velocidades de cargas medias. La dirección del flujo junto con las características del medio filtrante afecta en baja medida a la eficiencia de eliminación de materia orgánica biodegradable pero no así en la capacidad de eliminar nitrógeno, alcanzándose eliminaciones de hasta el 80% de amoníaco y NTK en unidades FV, mostrando así la superioridad de estos humedales. Son obtenidas elevadas eficiencias para la retención de hidrocarburos y la eliminación de microorganismos patógenos en todos los casos. Tras tres años de operación (en condiciones de baja-media carga) no se observaron indicios de colmataje,. Por lo contrario, las emisiones de metano en las unidades FH no resultan despreciables, manifestándose el interés de estrategias de operación que las minimicen.

Abstract

The present thesis dissertation aims to assess wastewater debugging a simple system and inexpensive treatment constituted by anaerobic digester -pretreatment- and after treatment constructed wetland, in compliance with Directive 91/271/EEC. So, a pilot plant with different variables were evaluated: Organic load, flow direction, particle diameter and bedding plant species.

The results indicated that the purification efficiency in constructed wetlands of subsurface horizontal flow are not dependent on the plant species at slow or very low organic load, while differences at speeds mean loads were observed. The flow direction along with the characteristics of the filter medium affects the measured low removal efficiency of biodegradable organic matter but not in the ability to remove nitrogen, reaching removals to 80% ammonia and TKN in VF units, showing the superiority of these wetlands. Higher efficiencies are obtained for PTH retention and elimination of pathogenic microorganisms in all cases. After three years of operation (in low-medium load) no evidence of clogging were observed. In contrast, the methane emissions HF are considerable, demonstrating interest strategies that minimize operation.

Índice

RESUMO E OBXECTIVOS.....	3
INTRODUCCIÓN.	11
1.1- Directrices de Saneamento características das augas residuais urbanas.	11
1.2- Estado actual dos Sistemas de Depuración de Augas Residuais en Galicia.	16
1.3- Sistemas de Tratamento das ARU.....	17
1.4- Os Humidais Construídos: pasado, presente e futuro.	19
1.4.1- O Tratamento Anaerobio de ARU.	20
1.4.2- Depuración en Humidais Construídos.	21
1.4.2.1- Humidais de Fluxo Horizontal Subsuperficial (FHSS).....	23
1.4.2.2- Humidais de Fluxo Vertical (FV).	24
1.4.2.3- Mecanismos de eliminación dos contaminantes en humidais construídos.....	24
1.4.3- Dixestores Anaerobios no Pretratamento de Augas Residuais e Humedais Construídos como Tratamento Secundario.	30
1.4.4- Os Humedais Construídos de Fluxo Vertical.	32
1.5- O comportamento hidráulico en Humedais Construídos.	33
1.6- Elección das especies vexetais de Humidais Construídos axeitadas para Galicia.....	34
1.7- Os problemas máis importantes da Depuración en Sistemas de Humedais Construídos.....	43
1.7.1- A acumulación de sólidos en Humedais Construídos: A colmataxe.	43
1.7.1.1- Causas: Os factores determinantes da colmataxe.	43
1.7.1.2- Os efectos da colmataxe.....	46
1.7.1.3- Solucións para os problemas da colmataxe.....	47
1.7.2- Emisións de metano e outros gases de efecto invernadoiro en Humedais Construídos.	49
1.8- Casos Especiais de Depuración en Sistemas de Humedais Construídos.	51
1.8.1- Os Humedais Construídos na depuración de Hidrocarburos das augas residuais.....	51
1.8.2- A Depuración con Humedais Construídos en ámbitos Universitarios.	53

Índice

1.8.2.1- Humedais construídos na Universidade de Curkurova en Adana, Turquía. (Clima árido).....	53
1.8.2.2- Humedais construídos na Universidade de Dar es Salaam, Tanzania (Clima cálido).....	53
1.8.2.3- Humedais construídos no Campus de Tafira, Universidade das Palmas de Gran Canaria (Clima temperado).	53
BIBLIOGRAFÍA.....	54
MATERIAIS E MÉTODOS.....	69
2.1- Instalación experimental.	69
2.2- Métodos de Análise.....	71
2.2.1- Análises ou determinacións “in situ”.....	71
2.2.1.1- pH e potencial redox.	71
2.2.1.2- Osíxeno disolvido.	71
2.2.1.3- Condutividade.....	71
2.2.1.4- Temperatura	71
2.2.2- Análises ou determinacións en laboratorio.....	71
2.2.2.1- Demanda Química de Osíxeno (DQO)	71
2.2.2.2- Demanda Biolóxica de Osíxeno (DBO ₅)	74
2.2.2.3- Sólidos en suspensión totais e volátiles	76
2.2.2.4- Elementos nutrientes: Fósforo total e Fósforo como Fosfatos.....	78
2.2.2.5- Elementos nutrientes: Nitróxeno total Kjendhal, Nitróxeno como Amonio e Nitróxeno como Nitritos e Nitratos	80
2.2.2.6- Microorganismos patóxenos.....	86
2.2.2.7- Fenois.....	87
2.2.2.8- Aniões (Cloruro, Bromuro, Fluoruro e Sulfatos).....	87
2.2.2.9- Metais pesados (disoltos e totais).....	88
2.2.2.10- Alcalinidade.....	88
2.2.2.11- Actividade metanoxénica e biodegradabilidade anaerobia.....	89
2.2.2.12- Hidrocarburos.....	94
2.2.3- Análises ou determinacións en planta.....	95
2.2.3.1- Composición do gas en mostras para a determinación de emisións en humidais.....	95

Índice

2.2.3.2- Condutividade Hidráulica	99
2.2.3.3- Perfíles de lodo.....	100
2.2.3.4- Perfíles de fluxo.	101
2.2.3.5- Determinación da porosidade da grava.....	101
2.2.3.6- Ensaíos de biomasa, densidades superficiais de sólidos acumulados.....	102
BIBLIOGRAFÍA.....	106

EVALUACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS E CALIDADE DAS AUGAS RESIDUAIS NO CAMPUS CENTRAL DA UNIVERSIDADE DA CORUÑA: UNHA ACHEGA Ó PROXECTO SOSTAUGA.

109

3.1- Introducción: o proxecto Sostauga.....	109
3.2- Materiais e métodos.	112
3.2.1- Descrición do ámbito de estudo.....	112
3.2.2- Toma de mostras e análises.	114
3.3- Resultados.	115
3.3.1- Factores de referencia para a estimación do consumo de auga e a xeración de residuais.....	115
3.3.2- Estimación do caudal e carga orgánica para o campus universitario Elviña-A Zapateira.....	117
3.3.3- Medicións realizadas nos vertidos do campus.	117
3.3.4- Área necesaria dun humidal construído para os vertidos do campus.	120
3.3.5- Caracterización das augas de mananciais dos Campus e definición de usos en función da calidade das mesmas.	121
3.4- Conclusións.	124
BIBLIOGRAFÍA.....	126

EFICIENCIA EN HUMIDAI S CONSTRUI DOS DE FLUXO HORIZONTAL.

129

4.1- Resumo.....	129
4.2- Introducción.	130
4.3- Materiais e métodos.	133
4.3.1- Instalación experimental.	133

Índice

4.3.2- Operación.....	133
4.3.3- Operación con baixa e alta carga.	135
4.3.4- Toma de mostras e análises.	135
4.4- Resultados e discusión.	137
4.4.1- Eficacia de HCFH co tempo de funcionamento.	137
4.4.1.1- Parámetros de determinación “in situ”.....	137
4.4.1.2- Parámetros carga orgánica.	140
4.4.1.3- Velocidades de carga e eficiencia.	142
4.4.2- Eficacia de HCFH en función da carga contaminante do influente.....	151
4.4.2.1- Parámetros de determinación “in situ”.....	151
4.4.2.2- Parámetros de carga orgánica.	153
4.4.2.3- Velocidades de carga e eficiencia.	154
4.4.3- Comparación dos sistemas de HC con baixa e alta carga orgánica (sen e con adición de vinagre).....	157
4.4.3.1- Velocidades de carga e eficiencia.	159
4.4.4- Efecto da concentración influente e da velocidade de carga orgánica na eficiencia.	161
4.5- Conclusións.	163
BIBLIOGRAFÍA.....	166
EFICIENCIA EN HUMIDAIAS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL.	171
5.1- Resumo.....	171
5.2- Introducción.	172
5.3- Materiais e métodos.	174
5.3.1- Instalación experimental.	174
5.3.2- Operación.....	175
5.3.3- Réxime hidráulico.....	176
5.3.4- Operación con baixa e alta carga.	177
5.3.5- Toma de mostras e análises.	177
5.4- Resultados e discusión.	180
5.4.1. Evolución da eficacia de HCFV co tempo de funcionamento.	180
5.4.1.1- Parámetros de determinación “in situ”.....	180
5.4.1.2- Velocidades de carga e eficiencia	182

Índice

5.4.2. Eficacia de HCFV en función da carga contaminante do influente e da composición do leito.	184
5.4.2.1- Efecto inicial da adición de vinagre nos humidais FH e FV.....	185
5.4.2.2- Parámetros de determinación “in situ”.....	186
5.4.2.3- Parámetros carga orgánica.	187
5.4.3- Acumulación de sólidos nos humidais construídos.	189
5.4.4. Comportamento hidráulico de HC FV.	191
5.4.4.1- Réxime de descarga dos sifóns.	192
5.4.4.2- Perfis de fluxo saída dos humidais FV1 e FV2.....	195
5.4.4.3- Estimación das perda de auga por evapotranspiración.	201
5.4.4.4- Avaliación comparativa dos medios nos perfis de fluxo a escala de laboratorio.	201
5.4.5 Capacidade e eficiencia dos humidais construídos segundo a súa configuración e condicións de operación.	203
5.4.5.1- Efecto da modificación do leito dos humidais FV.....	203
5.4.5.2- Velocidades de carga e eficiencia.	206
5.4.5.3- Comparación das eficiencias de eliminación en función da dirección do fluxo.....	207
5.5. Conclusións.	208
BIBLIOGRAFÍA	211
ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES, PATÓXENOS E HIDROCARBUROS TOTAIS DE PETRÓLEO EN HUMEDAIS CONSTRUIDOS.	215
6.1- Resumo.....	215
6.2- Introducción.	216
6.2.1- Eliminación de nutrientes.	216
6.2.2- Eliminación de microorganismos patóxicos.	219
6.2.3- Eliminación de Hidrocarburos Totais de Petróleo.....	220
6.2.4- Obxectivos.	221
6.3- Materiais e métodos.	222
6.3.1- Instalación experimental.	222
6.3.2- Operación.....	222
6.3.3- Toma de mostras e análises.	222

Índice

6.3.3.1- Toma de mostras de augas do influente e efluentes para determinación de HTP.....	224
6.3.3.2- Toma de mostras de lodos para determinación de HTP.....	224
6.3.3.3- Tratamento das mostras para determinación de HTP.	226
6.4- Resultados e discusión.	226
6.4.1- Eficacia da depuración de nutrientes en sistemas de DA-HC.	227
6.4.1.1- Eliminación de derivados nitroxenados.	227
6.4.1.2- Eliminación de derivados fosforados.	232
6.4.2- Eficacia da depuración de microorganismos patóxicos en sistemas DA-HC.	234
6.4.3- Eficacia da depuración de Hidrocarburos Totais de Petróleo (HTP) en sistemas DA-HC.	237
6.4.3.1- Perfil de HTP de entrada en planta.	237
6.4.3.2- Eliminación de HTP e a influencia do tipo de macrófita empregada.	238
6.4.3.3- Distribución dos HTP nos humidais.	240
6.5- Conclusións.	242
BIBLIOGRAFÍA	245

ACUMULACIÓN DE SÓLIDOS E EMISIONS GASOSAS EN HUMIDAI CONSTRUÍDOS DE FLUXO HORIZONTAL.....

7.1- Resumo.....	251
7.2- Introducción e obxectivos.	252
7.2.1- A acumulación de sólidos en Humidais Construídos: A colmataxe.....	252
7.2.2- Emisións de metano e outros gases de efecto invernadoiro en Humidais Construídos.	257
7.3- Materiais e métodos.	259
7.3.1- Densidade e características dos sólidos acumulados nos Humidais Construídos.	259
7.3.2- Emisións de metano e outros gases de efecto invernadoiro en Humidais Construídos.	262
7.4. Resultados obtidos.....	263
7.4.1- Acumulación de sólidos nos humidais construídos de fluxo horizontal....	263
7.4.2- Cuantificación da biomasa vexetal aérea xerada en cada unidade.	273

Índice

7.4.3- Condutividade hidráulica e porosidade drenable.....	275
7.4.4- Emisións de gases de efecto invernadoiro.	278
7.5. Conclusións.	287
7.5.1- A acumulación de sólidos e a condutividade hidráulica.....	288
7.5.2- Emisións de gases de efecto invernadoiro.	289
BIBLIOGRAFÍA	291
CONCLUSIÓN S	299

Índice de símbolos e Siglas

ARU: Augas Residuais Urbanas.

A: absorbancia.

BTEX: Hidrocarburos de Benceno, Tolueno, Etilbenceno e Xileno.

COT: Carbono Orgánico Total.

CT: Coliformes Totais.

CF: Coliformes Fecais.

CP: Clostridium Perfringes.

DA: Dixestión Anaerobia.

DBO₅: Demanda Bioquímica ou Biolóxica de Osíxeno.

DBO_C: DBO carbonosa.

DBO_{exp}: DBO experimental.

DBO_L: DBO a L días (L=5 ou L=21 días son os máis empregados).

DBO_n: DBO nitroxenosa.

DQO: Demanda Química de Osíxeno.

DQO_s: DQO Soluble (tamén SCOD das súas siglas en inglés Soluble Chemical Oxygen Demand).

DQO_t: DQO Total (tamén TCOD das súas siglas en inglés Total Chemical Oxygen Demand).

EDAR: Estación Depuradora de Augas Residuais.

EF: Enterococos Fecais.

FAS: Sulfato de Amonio Ferroso.

FHS: Fluxo Horizontal Superficial.

FHSS: Fluxo Horizontal SubSuperficial.

Índice de símbolos e Siglas

FV: Fluxo Vertical.

GC-TCD: Cromatografía de Gases con Detector de Condutividade Térmica (das súas siglas en inglés Gas Chromatography- Thermal Conductivity Detector).

GC-FID: Cromatografía de Gases con Detector de Ionización de llama (das súas siglas en inglés Gas Chromatography- Flame Ionization Detector).

HAP's: Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos.

HC: Humidais Construídos (CW: das siglas en inglés de Constructed Wetlands).

HCF: Hidrocarburos no Filtrado.

HCG: Hidrocarburos na Grava.

HCS: Hidrocarburos nos Sólidos.

HF: Humidais de Fluxo Horizontal.

HTP: Hidrocarburos Totais de Petróleo.

HV: Humidais de Fluxo Vertical.

ICP-MS: Espectrometría de Masas con fonte de Plasma de Acoplamiento Inductivo (das súas siglas en inglés Inductively coupled plasma- mass spectrum).

K: Condutividade hidráulica.

MA: Medio Ambiente.

MP: Metais Pesados.

MS: Materias Sedimentables.

NTK: Nitróxeno Total Kjendhál.

OD: Osíxeno Disolto.

ORP ou E: Potencial Redox.

RAFA: Reactor Anaerobio de Fluxo Ascendente (UASB: das siglas en inglés Upflow Anaerobic Sludge Blanked).

Índice de símbolos e Siglas

SS: Sólidos en Suspensión.

SST: Sólidos en Suspensión Totais.

SSV: Sólidos en Suspensión Volátiles.

ST: Sólidos Totais.

T: T^a: Temperatura.

TA: Tratamento Anaeróbico (AT: das siglas en inglés de Anaerobic Treatment).

UDC: Universidade de A Coruña.

UFC: Unidades Formadoras de Colonias.

UL: Unidades Logarítmicas.

UNT: Unidades Nefelométricas de Turbidez.

UV: Ultravioleta.

UV-vis: Ultravioleta visible.

VCH: Velocidade de Carga Hidráulica.

VSCO: Velocidade Superficial de Carga Orgánica.

X (aq): Acuoso.

Resumo e obxectivos

Introdución e obxectivos

A xeración de augas residuais é un problema evidente e claro da evolución humana que debe ser tratado para evitar o seu coñecido impacto ambiental. O cumprimento dos obxectivos establecidos pola Directiva 91/271/CEE pode acadarse a través de sistemas centralizados (colectores, redes de sumidoiro, bombeos, estacións depuradoras, etc.,) ou de sistemas descentralizados (tratamento “*in situ*” no medio rural ou na comunidade). Neste sentido, os dous aspectos máis importantes á hora de escoller o tratamento axeitado das augas residuais é a fiabilidade e eficacia así como a durabilidade do tratamento, e a economía do mesmo. Os sistemas convencionais de saneamento e depuración están dominados por tecnoloxías de tipo centralizado e intensivas no uso de materiais e enerxía, con tecnoloxías sofisticadas e de complexo mantemento mecánico. Estes sistemas móstranse pouco axeitados para a súa aplicación en áreas non densamente poboadas e núcleos de poboación dispersa. Isto, xunto coa necesidade de reducir o consumo de enerxía na depuración, deben facernos revisar este modelo e considerar outras alternativas.

A dixestión anaerobia é unha alternativa cada vez máis consolidada e empregada fundamentalmente no tratamento de efluentes de media e alta carga, debido especialmente á produción de biogás (para a satisfacción de demanda enerxética do sistema de depuración), baixa obtención de lodos e baixo custo de operación. A aplicación deste tipo de tratamento a augas residuais urbanas está consolidada no caso de países tropicais, mentres que a temperaturas inferiores a 20°C a tecnoloxía non está tan desenrolada e o tratamento de efluentes de baixa carga nestas condicións non é suficiente necesitando dun sistema de postratamento para acadar a calidade dun tratamento secundario.

Os humidais construídos permiten acadar unha elevada calidade do efluente, ao tempo que mostran moi adecuados para a súa aplicación en ámbitos descentralizados e de pequenas verteduras. Así pois, os sistemas de tratamento que combinan dixestión anaerobia e humidais construídos permiten reducir a entrada de sólidos nos humidais para evitar problemas de atoamento, e os humidais construídos a continuación completan o tratamento coa eliminación eficaz de materia orgánica, nutrientes e microorganismos. Por outra banda, esta combinación preserva ás características de baixo custo e sostibilidade ambiental (baixo ou nulo consumo enerxético) característico dos seus compoñentes.

Resumo e obxectivos

Enmarcado no Proxecto Sostauga da Universidade da Coruña, o obxectivo xeral do presente traballo consistiu na caracterización das augas residuais xeradas no entorno universitario, e a avaliación da depuración das mesmas con un sistema de tratamento sinxelo e de baixo custo, constituído por un dixestor anaerobio e un humidal construído. Do mesmo modo buscouse avaliar a eficacia de depuración en función de distintas variables nos sistemas de humidais construídos, tais como a carga orgánica, a dirección do fluxo, o diámetro de partícula do leito, e a especie vexetal plantada. Por último, prestouse atención ao proceso de acumulación de sólidos no medio filtrante, moi relacionado coa durabilidade ou vida útil das instalacións, e a estimación de emisións de gases de efecto invernadoiro.

Esta memoria presenta un primeiro capítulo introdutorio dedicado á revisión bibliográfica e un segundo capítulo no que se detallan os materiais e métodos empregados na experimentación. Os seguintes 5 capítulos presentan os resultados acadados na investigación realizada.

Verteduras e recursos hídricos no Campus Central da UDC

No terceiro capítulo estudáronse as características físico-químicas e microbiolóxicas das verteduras xeradas no Campus Central da Universidade da Coruña, así como os efectos producidos nos mananciais e nas augas superficiais, formulándose diversas actuacións encamiñadas á optimización do uso dos recursos hídricos e á depuración das verteduras residuais. Este estudo constituíu unha achega ao *Proxecto Sostauga*, un proxecto estratéxico da Universidade da Coruña que persegue poñer en valor o elemento auga e os ecosistemas asociados no campus universitario e buscar a sostibilidade na xestión dun recurso esencial e escaso.

A situación actual no Campus Central (Elviña-A Zapateira) é a dunha vertedura unitaria duns 2100 hab.eq., moi diluído, que alcanza os 2647 m³/d, dos que só o 11% son augas residuais en orixe. Por outra parte, diversos mananciais existentes no ámbito do campus ofrecen un caudal de 370 m³/d de augas limpas, moi superior ós 140 m³/d de auga potable actualmente consumidos. Estes resultados son indicativos da necesidade de mellor do actual sistema de saneamento, e do potencial para a autosuficiencia no abastecemento.

Humidais construídos de fluxo horizontal subsuperficial: a especie vexetal

No cuarto capítulo analizouse a eficiencia de depuración de Humidais construídos de fluxo horizontal subsuperficial en función da carga contaminante, do tempo de funcionamento e máis da especie vexetal plantada. Empregáronse 5 unidades en paralelo, sen planta (FH1), ou cunha especie diferente en cada unha das outras unidades (FH2: xunco, FH3: lirio, FH4: tifa, FH5: carrizo). A auga residual procedente da Facultade de Filoloxía pretratouse nun dixestor anaerobio que acadou porcentaxes de eliminación medias dun 60% SST, 40% DQO e 32% DBO₅. Aplicáronse velocidades de carga hidráulica (VCH) no rango de 22 a 26 mm/d. Para baixas velocidades de carga orgánica superficial (VCOS, 2,3-2,5 gDBO₅/m²·d), alcanzáronse porcentaxes de eliminación medias do 89-93 %SST, 83-88 %DQO e 89-95 %DBO₅ e non se observou ningunha tendencia de evolución no tempo nin diferenzas significativas entre unidades. Cando a VCOS se incrementou a 4,6-4,9 gDBO₅/m²·d mediante a adición de vinagre, alcanzáronse porcentaxes de eliminación de DBO₅ medias do 78% (FH1), 87% (FH2), 86% (FH3), 69% (FH4) e 94% (FH5). As unidades FH3 (lirios) e FH5 (carrizos) mostraron porcentaxes de eliminación de DQO e DBO₅ significativamente maiores que FH1 (sen plantas) e FH4 (tifa), mentres FH2 (xuncos) ficou nunha situación intermedia.

Humidais construídos de de fluxo vertical: a configuración do leito

O quinto capítulo recolle os resultados obtidos para a eficiencia de depuración de Humidais de fluxo vertical en función tamén do tempo de funcionamento, da carga contaminante e do tamaño e distribución da granulometría do leito, así como tamén se detalla o comportamento hidráulico dos citados humidais. Inicialmente operáronse en paralelo dúas unidades similares pero con diferente tamaño de partícula, FV1 (1-3 mm) e FV2 (3-6 mm), con VCH de 103 mm/d e VCOS de 9,9 gDBO₅/m²·d. Nunha segunda parte do estudo modificouse o medio filtrante engadindo unha capa de 10 cm de espesor de area entrefina (0-3 mm) encima dos leitos dos dous humidais, e incrementouse a concentración influente mediante a adición de vinagre ao influente, aplicándose VCH de 84 mm/d e VCOS de 17,5 gDBO₅/m²·d.

Nas condicións de baixa carga e configuración inicial alcanzáronse porcentaxes de eliminación medias de SST, DQO e DBO₅ do 80%, 72% e 79% para FV1 e do 74%, 67% e 71% para FV2, respectivamente. A DBO₅ atinxiu no efluente valores medios de 22 mg/L (FV1) e 28 mg/L (FV2), superiores ao límite de vertedura. O humidal FV1

Resumo e obxectivos

mostrou unha maior concentración de biomasa (0,20 kg SV/m²) que o FV2 (0,11 kg SV/m²). Mentres, o contido en osíxeno disolto no efluente resultou nunha media de 3,5 mg/L tanto en FV1 e FV2. Nas condicións de alta carga e configuración final alcanzáronse porcentaxes de eliminación medias de SST, DQO e DBO₅ do 81%, 92% e 97% para FV1 e do 82%, 94% e 97% para FV2, respectivamente, cumpríndose en todo momento os límites de vertedura (concentracións medias no efluente de 5 e 7 mg DBO₅/L para FV1 e FV2, respectivamente). O contido en osíxeno disolto no efluente foi maior que na etapa anterior, atinxindo medias de 5,7 e 6,9 mg/L en FV1 e FV2, respectivamente. Desta forma, a configuración do leito mostrouse de grande importancia, e determinou a eficiencia de depuración dos humidais de fluxo vertical, xa que unha capa de 10 cm de area entrefina na parte superior permitiu incrementar o tempo de permanencia da auga residual ao seu paso polo medio filtrante e unha maior eficiencia e calidade do efluente.

Depuración terciaria: Hidrocarburos, nutrientes e patóxenos

O estudo da eficiencia de depuración nas distintas unidades da planta piloto completouse ao determinar a eficacia de eliminación de Hidrocarburos Totais de Petróleo, nutrientes e máis microorganismos patóxenos (capítulo 6). A concentración media de nitróxeno total no influente aos humidais foi de 48±22 mg NTK/L, mostrándose completamente amonificado. As unidades FH mostraron valores de eliminación de amoníaco (36%) e NTK (38%) similares entre si, á baixa carga, e medias significativamente inferiores (21% NH₃ e 26% NTK) á alta carga. Para as unidades FV, a eficiencia foi lixeiramente superior (48% NH₃ e 49% NTK) na configuración inicial e significativamente máis elevada (83% NH₃ e 72% NTK) na configuración final. Non se atoparon diferenzas significativas na eliminación de nitróxeno en función da especie vexetal, e a presenza de nitróxeno nítrico só se observou no efluente das unidades FV, a concentracións inferiores a 15 mg N/L. Atopáronse eliminacións de *o*-PO₄³⁻ do 30% (FH) e do 50% (FV), e de PT do 30% (FH e FV) ou inferiores.

Nos humidais FH a eliminación de coliformes totais, coliformes fecais e enterococos fecais variou no rango de 1,5 a 3 UL, mentres nos humidais FV variaron no rango de 0,7 a 1,2 UL. A eliminación de *Clostridium perfringes* resultou inferior (rango de 0,8 a 1,6 UL, sen diferenzas para FH e FV). As diferenzas en función do tipo de planta foron reducidas e puntuais, algo inferiores para as unidades plantadas con lirios e tifas, mentres non se atoparon diferenzas entre presenza/ausencia de planta. As

Resumo e obxectivos

porcentaxes de eliminación de HTP foron elevadas para as unidades FH plantadas (95-96%) e para FV1 con menor tamaño de partícula (92%), e inferiores para a unidade FH sen plantas (85%) e para a unidade FV2 con maior tamaño de partícula (80%), na súa configuración inicial. Observouse unha importante acumulación de HTP nos sólidos intersticiais do material filtrante.

Riscos de colmataxe e emisión de gases de efecto invernadoiro

Por último, no capítulo sétimo preséntase o estudo da acumulación de sólidos e da condutividade hidráulica como máximos indicadores do grao de colmataxe, xunto co estudo das emisións gasosas de gases de efecto invernadoiro, nos humidais de fluxo horizontal. A densidade de sólidos acumulados aumentou co tempo e coa velocidade de carga orgánica, pasando de 2,2 kgST/m² (0,17 kg SV/m²) tras 1,5 anos de operación a 4,3 kgST/m² (0,47 kg SV/m²) tras 2,3 anos de operación. As velocidades de acumulación resultantes son de 1,5 kgST /m²·ano (0,12 kgSV/m²·ano) no primeiro período e de 2,5 kg ST/m²·ano (0,36 kgSV/m²·ano) no segundo. Nestes dous horizontes, a biodegradabilidade aerobia dos sólidos acumulados aumentou de 0,13 a 0,22 gDBO₅/gSV, mentres diminuíu a biodegradabilidade anaerobia desde 0,078 a 0,055 gDQO-CH₄/gSSV e se mantivo constante a actividade metanoxénica, en 0,012 gDQO-CH₄/gSSV·d. Non se atoparon diferenzas significativas entre unidades para a maioría dos parámetros, agás casos puntuais, mais si entre as zonas de entrada e saída. A produtividade máxima de vexetación aérea en estado estacionario correspondeu aos xuncos, con 1,8 kgSV/m²·ano, e a mínima aos lirios, con 0,3 kgSV/m²·ano, situándose nunha posición intermedia e moi parecida entre si as tifas e os carrizos. A condutividade hidráulica resultou en medias de 203±49 (FH1 Entrada), 166±8 (FH1 Saída), 159±13 (FH con plantas Entrada), e 136±19 (FH con plantas Saída), sendo así significativamente maior nas zonas de entrada e na unidade sen plantas fronte ás restantes, e sen diferenzas significativas entre a campaña I e II ou entre unidades plantadas.

Os humidais con vexetación ofreceron emisións de CO₂ (3500-5100 mgCO₂/m²·d) lixeiramente superiores ás do humidal sen vexetación (3500 mgCO₂/m²·d), así como emisións de CH₄ lixeiramente menores (valores medios no rango de 408-467 mgCH₄/m²·d para FH2-FH4 fronte a 685 mgCH₄/m²·d para FH1). Rexistráronse emisións baixas en condicións de inverno, que aumentaban para condicións de verán ou intermedias con máis alta carga orgánica. A temperatura

Resumo e obxectivos

ambiente explicaba por si soa máis do 60% e do 80% da variabilidade das emisións de CH₄ e CO₂, respectivamente, agás no caso das emisións de CO₂ na unidade plantada con xuncos, polo carácter non estacional desta especie. Pola contra, non se atopou correlación entre as emisións e a densidade de sólidos volátiles, a velocidade de carga orgánica ou a actividade metanoxénica dos sólidos acumulados.

Conclusións xerais

A modo de conclusións xerais podemos indicar que a eficiencia de depuración de efluentes urbanos en humidais construídos de fluxo horizontal subsuperficial non depende da especie vexetal cando se aplican velocidades de carga orgánica baixas ou moi baixas, mentres que se observaron diferenzas a velocidades de cargas medias. O tipo de fluxo (horizontal ou vertical) xunto coas características do medio filtrante afecta en baixa medida a eficiencia de eliminación de materia orgánica biodegradable (tratamento secundario), mentres resultan determinantes da capacidade de eliminar nitróxeno. Así, co substrato axeitado, as unidades FV poden acadar eliminacións de até o 80% de amoníaco e NTK cando se operan con velocidades de carga 4 veces maiores que as das unidades FH. Isto mostrou a clara superioridade dos humidais construídos de fluxo vertical. Calquera das tipoloxías de humidais presenta unha elevada eficiencia para a retención de hidrocarburos e a eliminación de microorganismos patóxenos. Tras tres anos de operación, e nas condicións de baixa-media carga do presente estudo, non se observaron indicios de colmataxe, téndose rexistrado baixas acumulacións de sólidos no material filtrante. Pola contra, as emisións de metano nas unidades FH non resultan desprezábais, o que pon de manifesto o interese de estratexias de operación que as minimicen.

Capítulo 1

Introducción

Introdución

1- INTRODUCCIÓN.

A produción de residuos asociada á actividade humana resulta inevitable a excepción de que se realice un bo plan de minimización e redución dos mesmos. Os residuos xerados son sólidos ou líquidos e a cantidade e tipoloxía dos mesmos dependerá do comportamento, estilo e calidade de vida de cada vivenda. O incremento da poboación urbana co paso dos anos conleva un incremento importante dos residuos xerados e a vertedura de Augas Residuais Urbanas (ARU) e Industriais converteuse, nos últimos anos fundamentalmente, e xa dende finais do século XIX, nun problema ambiental serio que ocasionou e ocasiona graves problemas de contaminación.

Así pois, as Augas Residuais son vertidas na meirande parte das ocasións ás masas de augas naturais, sen recibir un tratamento previo axeitado. Estas verteduras causan problemas na saúde pública, debido á contaminación das augas de abastecemento, producindo enfermidades, malos olores e problemas ambientais fundamentalmente.

Por todo isto, resulta necesario escoller solucións de tratamento das Augas Residuais que sexan viables e sostibles tanto para as xeracións actuais como para as futuras, que cumplan con criterios como a sostibilidade económica, a integración no espazo e o tratamento axeitado que permita obter as augas depuradas coa calidade esixida. Os sistemas de tratamento de Augas Residuais ademáis de ser un obxectivo medioambiental posúe tamén o obxectivo de reducir as características indesexables das mesmas para cumprir coas normas e requisitos mínimos definidos polas autoridades sanitarias e medioambientais dun determinado país ou rexión.

1.1- Directrices de Saneamento características das augas residuais urbanas.

A existencia de augas residuais supón un problema evidente e claro da evolución humana, e dito problema debe ser tratado para evitar o coñecido impacto ambiental. En canto ás directrices de saneamento son moitas as leis e directivas creadas para o tratamento de augas residuais mediante sistemas centralizados e para núcleos de gran poboación. Así existen distintas leis que abogan o citado cumprimento no tratamento de augas residuais:

-Marco xeral: os seus obxetivos xerais están basados no alonxamento das vivendas e das augas residuais, mediante redes de alcantarillado e o conseguente tratamento para evitar as contaminacións dos leitos fluviais. No tocante a poboacións dispersas establécense

Introdución

obxetivos de “tratamento axeitado”, polo xeral menos exixentes. En ambos casos establécese que o citado tratamento debe completarse con apropiados sistemas de dilucións.

-Marco comunitario: dentro do marco comunitario existe o V Programa Marco de política e actuación en materia de Medio Ambiente e desenvolvemento sostible e a Directiva 91/271/CEE para o tratamento axeitado das augas antes da súa vertedura polos estados membro. Por outra banda en función do destino final das augas a tratar son moitas as normativas que regulan o tratamento e as condicións de vertedura.

-Marco español: a Ley 29/1985 de Augas e a Ley 22/1988 de Costas establecen o coñecido Canon de Saneamento, a Directiva europea 91/271/CEE é transcrita ó estado español na Ley 11/1995 e no RD 509/1996 como lexislación básica de protección medioambiental, que establecen como obxetivos para núcleos de menos de 2000 habitantes equivalentes (hab. eq.) a busca dun tratamento axeitado das augas residuais antes de xaneiro de 2006 e para núcleos de menos de 1000 hab eq. a diferenciación en función de se se trata de núcleos aillados (nos que a depuración dependerá da calidade desexada das augas) e núcleos de aglomeración regulados pola Directiva 91/271/CEE.

Pero non abonda co establecemento de leis para solventar a problemática das augas residuais senón que a solución require dunha concienciación clara da poboación. Dentro de núcleos de pequena poboación a aplicación de tecnoloxías axeitadas para grandes núcleos non é satisfactoria polo que se recorre ás denominadas tecnoloxías blandas como o tratamento de lagoaxe, técnica que require de moito espazo para a súa aplicación axeitada e que ve reducida a súa eficacia en función da temperatura ou da climatoloxía da zona. E precisamente, é por iso polo que se plantexa establecer unha nova tecnoloxía para zonas rurais (menos de 2000 hab. eq.) que cumpra coa normativa vixente ó tempo que resulte eficaz e axeitada en función dos requerimentos de custo económico, espazo e xeración de lodos [1, 2]. Para o tratamento das augas residuais xeradas en contornos rurais son moitos os proxectos vixentes entre os que cabe destacar fundamentalmente o papel do Proxecto Depuranat^a que persigue investigar e implantar esquemas de desenvolvemento sostible no mundo rural e espazos naturais protexidos, mediante o tratamento das augas residuais con finalidades produtivas no ámbito rural e espazos naturais do Espazo Atlántico, co emprego de sistemas de tratamento natural ou de baixo custo enerxético. Así os obxectivos específicos do proxecto son os que a continuación se expoñen:

^a <http://depuranat.itccanarias.org/>

Introdución

- Construción e avaliación dos sistemas de depuración natural de augas residuais domésticas integrados en espazos naturais e rurais, mediante métodos naturais de tratamento, aproveitando o potencial destes para a integración paisaxística e a recreación de zonas húmedas de alta biodiversidade, valores estéticos e educativos.
- Estudo das posibles aplicacións dos subprodutos xerados como a produción local de fertilizantes.
- Avaliación da viabilidade técnica, ambiental e económica de tales sistemas.
- Definición de directrices xerais.
- Divulgación, formación e fomento da creación de emprego nestes ámbitos.

Para cumprir os valores de vertedura establecidos pola Directiva 91/271/CEE resulta necesario tratar as augas residuais xeradas. No tocante a pequenos núcleos de poboación ou núcleos de poboación dispersa a aplicación de tratamentos convencionais ademais de requirir de grandes espazos (como se citaba anteriormente) require tamén de traballadores cualificados para o mantemento e operación de plantas de tratamento convencionais, dos que non resulta fácil dispoñer nas pequenas comunidades. Por todo isto o Proxecto Depuranat establece distintos sistemas de tratamento máis simples como os filtros verdes, humidais artificiais, lagoas facultativas... Este proxecto desenvolveu e desenvolve, polo tanto, distintos estudos na escala piloto en varios sitios de España e Portugal entre os que se poden destacar os proxectos a escala piloto para o tratamento de augas residuais en Carrión de Los Céspedes (Sevilla), Campus de Tafira (Universidade das Palmas de Gran Canaria), Data del Coronado (El Rosario, Tenerife), Carrizal Alto (Buenavista del Norte, Tenerife), etc.,. nos que ademais da instalación do sistema de tratamento a escala piloto, se efectúa un seguemento das augas residuais de entrada e de saída do citado tratamento en canto a diversos parámetros físico-químicos e biolóxicos, como pH, DBO₅ (Demanda Bioquímica ou Biolóxica de Osíxeno), DQO (Demanda Química de Osíxeno), NTK (Nitróxeno Total Kjendhal), etc.,. que permiten verificar o cumprimento da normativa vixente e establecer a eficacia dos tratamentos citados [3, 4].

Concretamente, as ARU presentan de forma xeral unha gran diversidade que fai necesario realizar un estudo de caracterización para poder definir a mellor estratexia de tratamento das mesmas con obxecto de cumprir a normativa vixente (Directiva 91/271/CE) [5]. Os parámetros comunmente analizados para a caracterización, segundo a citada normativa, amósanse na Táboa 1.1.

Introdución

Táboa 1.1. Parámetros comunmente empregados para a caracterización de ARU segundo a Directiva 91/271/CE [5].

Biolóxicos	Físicos	Químicos
Organismos patóxenos	Sólidos Totais (ST) (mg/L)	pH
<ul style="list-style-type: none"> • Virus (UFC*/100 mL) • Coliformes (n°/100 mL) 	<ul style="list-style-type: none"> • Suspendidos (SST) • Volátiles (SSV) 	Materia Orgánica (mg O ₂ /L) <ul style="list-style-type: none"> • DQO • DBO₅
	Temperatura (°C)	Nitróxeno (mgN/L)
	Turbidez (UNT**)	<ul style="list-style-type: none"> • NTK, Orgánico • N-Nitritos e Nitratos • N-NH₃
		Fósforo (mgP/L)
		<ul style="list-style-type: none"> • Orgánico • Soluble, P-PO₄³⁻
		Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)

*Unidades Formadoras de Colonias, **Unidades Nefelométricas de Turbidez.

Normalmente as ARU proceden de usos domésticos e comerciais ou dunha combinación destes con efluentes agropecuarios e procesos industriais [6]. Con todo, as ARU tratadas no presente traballo de tese son fundamentalmente as xeradas na Facultade de Filoloxía (sanitarias e cafetería-comedor) polo que a súa composición sería similar á dunha Auga Residual Doméstica pero ó mesmo tempo arrastra tamén augas de escorrentía, de xeito que ditas augas presentan unha importante dilución en períodos de chuvia. Os diversos tipos de Augas Residuais reciben nomes descritivos segundo a súa procedencia, pero na práctica non existe unha distinción clara entre as augas residuais domésticas e ARU, aínda que a última inclúe unha cantidade variable de Auga Residual Industrial sobre a compoñente doméstica. As concentracións atopadas nas ARU son o resultado da combinación da carga contaminante e máis da cantidade de auga coa que se mestura o contaminante. A composición xeral destas augas en diversas cidades españolas amósase na Táboa 1.2.

Introdución

Táboa 1.2. Parámetros de composición habituais en ARU e os valores nominais estimados en diferentes cidades españolas.

Parámetro	Concentración (mg/L)
Sólidos Totais (ST)	350-1200
Sólidos en Suspensión (SS)	100-350
Demanda Biolóxica de Osíxeno (DBO ₅)	100-300
Demanda Química de Osíxeno (DQO)	250-1000
Nitróxeno Total (NTK)	20-85
N-NH ₃	12-50
Fósforo	6-20

Con respecto ó aspecto fisicoquímico, as ARU conteñen sólidos disolvidos, sólidos en suspensión e sólidos en flotación, que poden ser clasificados en orgánicos (biodegradables) ou inorgánicos segundo a súa composición. No aspecto químico nestas augas pódense atopar diversos gases e a distintas concentracións como son o caso do osíxeno disolvido, o ácido sulfhídrico, o anhídrido carbónico, o metano, etc.,. Do mesmo xeito no que respecta ó aspecto biolóxico podemos atopar tamén nas ARU organismos vexetais ou animais que son os responsables de manter a actividade biolóxica mediante a produción de fenómenos de fermentación, descomposición e degradación da materia orgánica e inorgánica. Toda a contaminación existente nas ARU pode saír reflectida nos impactos causados sobre o ambiente que se amosan de forma xeral na Táboa 1.3.

Introdución

Táboa 1.3. Contaminantes presentes nas ARU e os impactos máis significativos que se poden dar asociados á súa presenza [7].

Contaminantes da auga	Impactos máis significativos
Materia en suspensión	Incremento da turbidez da auga e correspondente alteración da fotosíntese e redución da produción de osíxeno.
Materia orgánica	Descomposición e correspondente diminución da concentración de osíxeno disolvido na auga. Fenómenos de eutrofización.
• Compostos orgánicos tóxicos	Dificultade da aireación da auga. Toxicidade para a vida acuática.
Materia Inorgánica	Ecotoxicidade dalgúns compostos (ex. sales de metais pesados). Incremento da condutividade impedindo a supervivencia de diversas especies vexetais e animais.
Nutrientes	Fenómenos de eutrofización.
Organismos Patóxenos	Diminución da calidade da auga, inutilización para o uso humano. Risco de propagación a través da cadea alimentaria. Enfermidades de transmisión hídrica.
Contaminación térmica	Modificación da solubilidade do osíxeno. Alteración dos ecosistemas acuáticos e fenómenos de eutrofización.

1.2- Estado actual dos Sistemas de Depuración de Augas Residuais en Galicia.

Galicia sofre un considerable atraso en tratamento de augas residuais. Segundo datos oficiais para o ano 2004 do Ministerio de MA, un 35% da carga contaminante non cumpría a normativa europea de tratamento de ARU (Directiva 91/271/CE) [5] establecida na Táboa 1.4. Había 152 Estacións Depuradoras de Augas Residuais (EDAR), mais unha parte considerable delas non funciona adecuadamente ou ten unha capacidade insuficiente. Todo isto fai que a porcentaxe de vertedura sen depuración ou cunha depuración deficiente sexa aínda moi superior. Unha das razóns deste atraso é a carestía das tecnoloxías convencionais, tanto no que se refire a custos de instalación como, sobre todo, de mantemento e operación das mesmas. A isto hai que sumar o elevado consumo enerxético, a transferencia de contaminación a outros medios (vía atmosfera ou a través dos lodos) e a falta de flexibilidade para adaptarse ás fluctuacións de caudais que aparecen maximizadas naqueles esquemas de saneamento fortemente centralizados. Expertos en hidrobioloxía afirman que o 80% ou o 90% dos nosos leitos fluviais recibe verteduras contaminantes de forma esporádica ou permanente. O consumo de osíxeno, a saturación dos leitos por partículas e a acumulación de

Introdución

substancias non biodegradables, xunto coa contaminación por amoníaco e por microorganismos patóxicos, son as principais ameazas da contaminación das augas en Galicia.

Táboa 1.4. Concentracións máximas dos parámetros en ARU tratadas fixadas na Directiva 91/271/CE [5].

	Concentración máxima no efluente (mg/L)	Depuración mínima (%)
Caso A. Verteduras en condicións xenéricas.		
DBO ₅	25	70-90
DQO	125	75
SS	35	90
Caso B. Verteduras en condicións non xenéricas: Zonas sensibles.		
Fósforo Total	1-2	80
Nitróxeno Total	10-15	70-80
Caso C. Verteduras en condicións non xenéricas: Zonas menos sensibles.		
DBO ₅		20

Os sistemas convencionais de saneamento e depuración están dominados por tecnoloxías intensivas no uso de materiais e da enerxía, dende os custosos sistemas de recollida e evacuación, ata os procesos de depuración intensivos, con tecnoloxías sofisticadas e de mantemento complexo. Os sistemas centralizados de saneamento e depuración son elixidos non só para cidades e áreas densamente poboadas, senón tamén, no caso galego, para moitas áreas rurais e de poboación dispersa. Factores económicos, ambientais e sociais deben facernos revisar este modelo e tomar en consideración outras alternativas, tales como o saneamento descentralizado e o uso de tecnoloxías naturais de depuración como as que se expoñen neste capítulo.

1.3- Sistemas de Tratamento das ARU.

As ARU pódense someter a diferentes niveis de tratamento, dependendo do grao de purificación que se desexe, niveis estes que non teñen uns límites de separación perfectamente definidos xa que aínda que é tradicional falar de tratamento primario, secundario e terciario a separación entre eles non está totalmente clara. De igual xeito existen distintos procedementos de depuración baseados nos tratamentos fisicoquímicos ou biolóxicos. Nos diferentes niveis o primeiro sería o pretratamento baseado na eliminación da materia contaminante máis visible como corpos voluminosos, trapos,

Introdución

paus, follas, areas...a través de técnicas como o desbaste, desareado e desengraxado. Outros elementos de pretratamento son o aliviadoiro e o medidor de caudal, que teñen por obxecto manter o caudal constante cando non existe separación de augas pluviais.

O tratamento que lle segue ó pretratamento é o tratamento primario que se entende por aquel proceso ou conxunto de procesos que teñen como misión eliminar os sólidos en suspensión cunha densidade próxima á da auga, así como aceites e graxas.

A continuación o tratamento secundario, que posúe como finalidade reducir a materia orgánica presente nas augas residuais unha vez superada a fase previa de tratamento primario.

Xa en último lugar estaría o tratamento terciario, que se leva a cabo con obxecto de reducir os niveis de nutrientes inorgánicos, en especial ortofosfatos e nitratos, así como S e P e microorganismos patóxenos do efluente final.

Outra posible clasificación das tecnoloxías de tratamento de ARU están basadas nos sistemas de recollida das augas e englobanse en dous conceptos globais: sistemas centralizados, que conteñen á maioría dos sistemas que actualmente tratan as augas residuais, e os sistemas descentralizados. Os primeiros recollen e transportan a auga residual a través dun sistema colector de gran tamaño e distribúeno ata os sistemas de tratamento centralizados, son os que hoxe coñecemos co nome de EDAR (Estacións Depuradoras de Augas Residuais). Pero estes posúen o inconveniente de requirir altos custos económicos e de infraestruturas o que limita a súa aplicación en países non desenrolados e industrializados ou en núcleos rurais afastados. O tratamento descentralizado é en principio menos vulnerable porque a súa operación é independente de infraestruturas complexas e, polo tanto, de altos custos económicos. O potencial dos sistemas descentralizados foi claramente demostrado nos últimos anos coa implantación de sistemas integrados de tratamento físico/químico e anaeróbico. Un exemplo dos mesmos son os sistemas combinados de depuración tratamento anaerobio/humidais construídos que se está a investigar e desenrolar na actualidade [17].

Dende fai uns trinta anos os sistemas de humidais construídos (HC) utilízanse en determinadas zonas (centro e norte de Europa) para tratar augas residuais de pequenos municipios. Na actualidade estes sistemas están aplicándose de xeito crecente en todo o mundo, tanto en países do Norte como do Sur, para tratar Augas Residuais de todo tipo. Nos países do Sur os humidais construídos constitúen unha alternativa viable para abordar o problema do saneamento. Sen dúbida algunha, o desencadeante do gran éxito destas tecnoloxías é o cambio de mentalidade progresivo das sociedades humanas cara o

Introdución

concepto de desenvolvemento sostible citado anteriormente. Os humidais son tecnoloxías de tratamento simples de operar, con baixa produción de lodos residuais e sen consumo enerxético. Non requiren da adición de reactivos químicos nin de enerxía para a aireación da auga ou a recirculación da mesma. As infraestructuras necesarias son simples e asequibles e o seu mantemento é sinxelo e viable economicamente falando. Tendo en conta ademais do gran número de núcleos poboacionais dispersos e de pequeno número de habitantes que posúe Galicia (96 concellos con menos de 2000 habitantes), este sistema de tratamento das augas residuais xeradas neses núcleos rurais resulta de especial interese.

1.4- Os Humidais Construídos: pasado, presente e futuro.

Durante as últimas décadas o valor medioambiental dos humidais naturais foi recoñecido non só polos científicos senón polo público en xeral. A habilidade dos humidais para a eliminación de materia orgánica e nutrientes fai que se lles denomine ós mesmos como “os riñóns da paisaxe terrestre” [8]. E precisamente son estas habilidades as que fan dos humidais, agora na súa acepción de humidais artificiais ou construídos, unha das ferramentas máis útiles para o tratamento de augas residuais. Ata finais dos oitenta o término de humidais artificiais foi empregado no lugar de humidais construídos (HC, ou CW das súas siglas en inglés Constructed Wetlands) sendo este último o término que máis se emprega actualmente pola comunidade científica [9]. As antigas culturas chinas e máis exipcias xa empregaban humidais para a deposición de augas residuais. A documentación máis antiga atopada a cerca do uso de humidais artificiais data do ano 1904 [9]. A partires de 1953 discútese a posibilidade de empregar especies vexetais ou macrófagas no leito dos humidais co fin de mellorar as capacidades de depuración dos mesmos, así mesmo, tamén se estuda a viabilidade destes sistemas para depurar augas residuais contaminadas non só con altas cargas orgánicas, sólidos en suspensión, nutrientes e microorganismos patóxenos, senón tamén con distintos tipos de contaminantes como os metais pesados e hidrocarburos [10]. Co desenvolvemento destes estudos comeza tamén a aparecer o máis importante problema dos HC: a colmataxe do medio empregado como leito co funcionamento dos sistemas [11]. A partir de entón, son moitos os estudos desenrolados nas dúas últimas décadas para avaliar e mellorar a eficacia de depuración destes sistemas así como prevenir ou paliar os problemas de colmataxe xurdidos. De feito, diferentes tipoloxías de HC son empregados no tratamento dunha gran variedade de augas residuais de distinta

Introdución

procedencia e con distintas características físico-químicas. As distintas condicións climáticas, o tamaño e as características de deseño dos humidais, as velocidades de carga e o réxime de funcionamento, a presenza de plantas e a súa composición... son parámetros a ter en conta nunha innumerable cantidade de estudos realizados nos últimos tempos para o tratamento de augas residuais en HC. De feito destes estudos sae a posible aplicación dos humidais verticais para o tratamento das augas, xa que aínda que constan dun deseño máis complicado, necesitan menores dimensións para unha eficacia similar á acadada nos humidais horizontais. A día de hoxe os coñecementos obtidos recomendan empregar os citados sistemas como tratamento secundario ou terciario das augas residuais.

1.4.1- O Tratamento Anaerobio de ARU.

Este tipo de tratamento enténdese como sistema combinado de tratamento primario e tamén secundario e baséase na retención e dixestión da materia orgánica por parte de microorganismos anaerobios que viven en ausencia de osíxeno, obténdose como resultado desta degradación un biogás constituído por metano e dióxido de carbono, xunto con algúns outros gases en concentracións baixas. A dixestión anaerobia permite eliminar entre o 70 e o 90% das partículas en suspensión, e entre o 40 e o 80% da materia orgánica medida como DQO ou DBO [12, 13]. O efluente tratado por dixestión anaerobia pode requirir un postratamento adicional. Comparativamente cos procesos de depuración por aireación, tales como o de lodos activos, o proceso anaerobio resulta máis simple en canto a instalacións, posúe unha baixa produción de lodos de depuración e non require bombeo de aire polo que mesmo pode funcionar sen abastecemento eléctrico, presentando pois unha elevada eficiencia enerxética. O sistema máis clásico e estendido de dixestión anaerobia son as fosas sépticas, que teñen xogado un importante papel no tratamento descentralizado de efluentes domésticos. Ben xestionadas, as fosas sépticas seguen sendo unha alternativa a considerar. Porén, nos últimos anos desenvolvéronse sistemas igualmente sinxelos que permiten unha depuración máis avanzada e que se poden aplicar a calquera escala, dende a vivenda familiar ata as maiores cidades. Dentro destas novas tecnoloxías de tratamento anaerobio de augas residuais, foron os dixestores ou Reactores Anaerobios de Fluxo Ascendente (RAFA) sobre manto de lodos (tamén coñecidos como dixestores UASB, das súas siglas en inglés: “*Upflow Anaerobic Sludge Bed*”) os que acadaron unha aplicación importante na depuración de ARU. Un dixestor RAFA consiste nun tanque

Introdución

de base cadrada ou circular, cunha altura que pode variar desde 1,5 ata os 8 m, e no que a auga residual se dirixe mediante o tubo de entrada ao fondo do tanque, para circular despois en sentido ascendente e saír pola parte superior do tanque. Desta forma, dentro do tanque teñen lugar simultaneamente procesos de decantación e filtración sobre o manto de lodo que se forma, e de biodegradación, dándose como consecuencia do modelo de fluxo un bo contacto entre a auga residual e o lodo (biomasa microbiana). Este maior contacto é o que o diferencia das fosas sépticas e permite un tratamento máis intensivo. Así, nas condicións climáticas galegas, abonda cun volume de dixestor duns 100-200 l/habitante.

1.4.2- Depuración en Humidais Construídos.

Os humidais construídos son sistemas de depuración constituídos por lagoas ou canles pouco profundos (de menos de 1 metro) plantados con especies vexetais, propias das zonas húmidas, e nos que os procesos de descontaminación teñen lugar mediante as interaccións entre a auga, o substrato sólido, os microorganismos, a vexetación e incluso a fauna.

Existen diferentes opcións ou tipoloxías de humidais construídos para a depuración de augas residuais [14-17]. Os humidais construídos tratan de reproducir de forma controlada os procesos de depuración propios de sistemas naturais tales como brañas, xunqueiras ou carrizais. Neles o proceso de depuración é maiormente bacteriano (similar ó dos procesos biolóxicos convencionais de tipo aerobio e anaerobio, aínda que cun ecosistema máis rico e variado), no que a presenza das plantas e a súa rizosfera xoga un papel importante mais aínda non ben coñecido. A presenza das plantas aumenta a depuración e constitúe o principal elemento de integración paisaxística e naturalización. O uso de humidais construídos para o tratamento de augas residuais incrementouse moito na última década, particularmente para aplicacións de pequena escala tales como casas individuais, núcleos rurais e vilas de ata uns 2.000 habitantes. Como sistema de depuración combinan axeitadamente criterios de eficiencia económica e ambiental, e fan uso de materiais e man de obra dispoñibles a nivel local [18].

En función do fluxo da auga, os humidais artificiais clasifícanse en Fluxo Superficial ou Subsuperficial, tal e como se pode observar na Figura 1.1, para os sistemas de Fluxo Horizontal, e en Fluxo Vertical.

Introdución

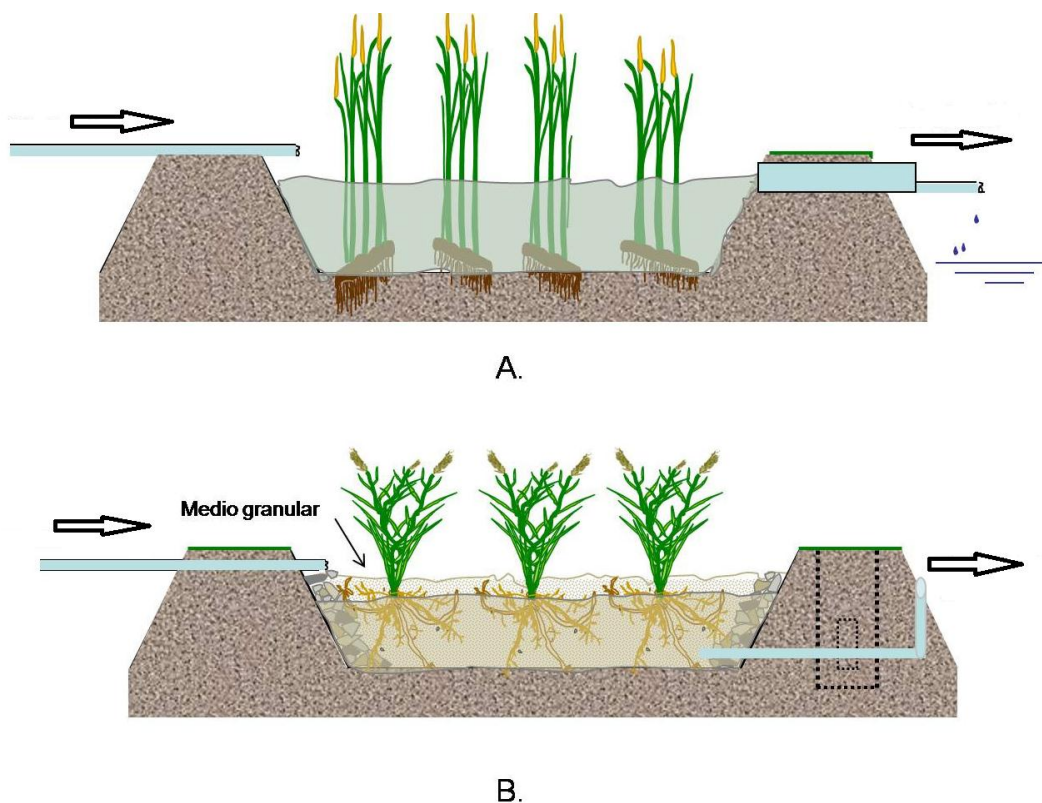


Figura 1.1. A: HC con fluxo superficial e B: HC con fluxo subsuperficial horizontal. [19]

Nos sistemas de fluxo superficial a auga está exposta directamente á atmosfera e circula preferentemente a través dos talos e follas das plantas. Pódense entender así pois estes humedais como unha modificación dos sistemas naturais. A profundidade da lámina da auga é duns 0.3 a 0.4 m. Porén, nos humedais subsuperficiais a circulación da auga é de tipo subterráneo a través dun medio granular e en contacto coas raíces e rizomas das especies vexetais. Nesta situación, a biopelícula que crece adherida ó medio granular e ás raíces e rizomas das plantas desempeña un papel fundamental nos procesos de descontaminación da auga. A profundidade da lámina da auga soe ser de 0.3 a 0.9 m.

As principais diferenzas entre uns sistemas e outros son que os sistemas de fluxo subsuperficial posúen unha maior capacidade de tratamento, admiten maior carga orgánica, posúen un risco menor de contacto da auga coas persoas e de aparición de insectos pero tamén teñen unha menor utilidade en proxectos de restauración asociado á menor accesibilidade da lámina de auga con respecto ós sistemas de fluxo superficial.

Os humedais de fluxo subsuperficial clasifícanse segundo o sentido de circulación da auga en humedais de fluxo subsuperficial horizontais e verticais (FHSS e FV respectivamente).

Introdución

1.4.2.1- Humidais de Fluxo Horizontal Subsuperficial (FHSS).

Nestes sistemas a auga circula de forma horizontal a través do leito ou grava e das raíces e rizomas das plantas. A profundidade da auga está entre 0.3 e 0.9 m e caracterízanse por funcionar permanentemente inundados, atopándose a auga entre 0.05 e 0.1 m por debaixo da superficie Admiten cargas de arredor de 6 g DBO/m²día (deseño). Estes humidais están compostos polos seguintes elementos:

- *Impermeabilización:* co obxecto de dispoñer dunha barreira impermeable que asegure o confinamento do sistema e evite filtracións a augas subterráneas.
- *Estruturas de entrada e saída:* deben estar ben deseñadas e construídas co fin de acadar os rendementos estimados. O caudal a tratar é dividido de forma equitativa na arqueta de entrada, e entra ó leito a través de distintas tuberías. A recollida da auga realízase mediante unha tubería perforada asentada sobre o fondo do humidal que conecta con un sistema de U invertida que permitirá regular o nivel de auga e facilitar o vaciado do humidal en operacións de mantemento.
- *Medio granular ou leito:* nas zonas de entrada e saída colocarase un leito distinto, de maior tamaño de partícula, con obxecto de facilitar a distribución axeitada do fluxo. No medio granular teñen lugar múltiples procesos como a retención e sedimentación da materia en suspensión, a asimilación de nutrientes, a degradación da materia orgánica e a inactivación de microorganismos patóxenos. O medio debe ser limpo, homoxéneo, duro, capaz de manter a súa forma a longo prazo e cunha condutividade hidráulica coñecida que irá mermando ó longo do funcionamento do sistema. Diámetros de partícula entre 5-8 mm ofrecen bos resultados, se ben é habitual empregar medios con tamaño de partícula máis grande, de 6-12 mm.
- *Vexetación:* as especies vexetais son macrófitas emerxentes e entre as máis empregadas están o carrizo (*Phragmites*), a espadana (*Typha*) e os xuncos (*Scirpus*). Todas estas especies presentan adaptacións especiais para vivir en ambientes permanentemente anegados, con rizomas de elevada capacidade colonizadora e tecidos porosos que permiten a circulación dos gases dende ambientes aéreos a subterráneos. Así, as raíces e rizomas destas especies vexetais proporcionan unha superficie adecuada para o crecemento da biopelícula e o desenvolvemento dun ambiente aeróbico que favorece

Introducción

determinados procesos de degradación da materia orgánica e a nitrificación. Ó mesmo tempo estas plantas asimilan nutrientes (N e P fundamentalmente) en maior medida canto maior é a dilución das augas residuais tratadas. A recolección das plantas pode incidir na cantidade de nutrientes retirados.

1.4.2.2- Humidais de Fluxo Vertical (FV).

Nestes humidais a circulación da auga é de tipo vertical e ten lugar a pulsos, de xeito que o medio granular non está permanentemente inundado. A profundidade do medio granular está entre 0.5 e 0.8 m e operan con cargas de 20 g DBO/m²día ou superiores. Así pois, estes humidais requiren dunha menor superficie para tratar unha determinada carga orgánica que os horizontais xa que posúen unha maior capacidade de tratamento pero, no obstante, son máis susceptibles á colmataxe. Estes humidais están compostos, de forma similar ós horizontais, polos seguintes elementos:

- *Impermeabilización.*
- *Estruturas de entrada e saída:* para a distribución do efluente empréganse tubarias perforadas colocadas ou ben de forma radial ou ben ó longo do leito co fin de lograr a distribución uniforme no leito do caudal de entrada a pulsos. A recollida realízase mediante tubarias perforadas situadas no fondo e ó longo do leito, inmersas nun medio drenante de maior tamaño de partícula.
- *Medio granular ou leito:* A diferenza con respecto ó leito dos humidais horizontais é que neste caso o medio granular debe ser heteroxéneo, disposto en dúas ou tres capas de distinto diámetro de partícula que aumenta coa profundidade do leito co fin de asegurar que o paso de auga non sexa nin moi rápido nin moi lento.
- *Vexetación:* coas mesmas consideración que no caso dos sistemas FHSS.
- *Tubarias de aireación:* Estes elementos son empregados para lograr a aireación do medio con obxecto de favorecer os procesos de nitrificación e degradación aeróbica e facilitar a drenaxe da auga.

1.4.2.3- Mecanismos de eliminación dos contaminantes en humidais construídos.

Estes sistemas foron deseñados fundamentalmente para a eliminación de material en suspensión e materia orgánica, co tempo foron realizados estudos de éxito

Introdución

para a eliminación de nutrientes e na actualidade para a eliminación de microorganismos fecais e contaminantes específicos [14-16].

- *Materia en suspensión*: esta materia queda retida nos humidais mediante sedimentación (debida á baixa velocidade de circulación da auga) e o tamizado (que sucede a nivel dos espazos intersticiais do medio granular), englobándose estes dous en fenómenos de tipo físico asociados á filtración do medio granular. Nos humidais, a maior parte da eliminación da materia en suspensión, ten lugar cerca da zona de entrada e a súa eliminación diminúe de forma aproximadamente exponencial ó longo do leito (de xeito horizontal nos humidais de fluxo horizontal e de xeito vertical nos de fluxo vertical). Os rendementos de eliminación en ambos sistemas soe ser superior ó 90%, aínda que a presenza excesiva de materia en suspensión de tipo orgánico e/ou inorgánico (>50mg/L) pode colmatar os leitos, polo que un axeitado tratamento primario previo considérase necesario nestes casos.

- *Materia orgánica*: a eliminación desta materia nos humidais é complexa xa que interveñen numerosos procesos de tipo físico, químico e biolóxico. A materia orgánica particulada é retida por procesos de filtración similares ós ocorridos coa materia en suspensión. A materia particulada é degradada abioticamente en partículas máis pequenas que poden ser hidrolizadas, xunto coa materia orgánica disolvida, por encimas extracelulares excretadas por bacterias heterótrofas aeróbicas e fermentativas facultativas. O resultado desta hidrólise dá lugar a substratos sinxelos (como glucosa e aminoácidos) que poden ser asimilados polas bacterias citadas anteriormente. Os ácidos poden ser asimilados por bacterias sulfatoreductoras, metanoxénicas e heterótrofas aeróbicas (Figura 1.2). Ó mesmo tempo cabe ter en conta que moitas sustancias disolvidas poder ser retidas por adsorción sobre a propia materia orgánica ou sobre o medio granular, podendo ter lugar a continuación unha liberación, readsorción e degradación microbiana. Nos sistemas horizontais a degradación aeróbica ocorre no entorno das raíces das especies vexetais, e na superficie da auga, sendo esta degradación depreciable fronte á degradación anaeróbica [20] e contrariamente ó que ocorre en humidais de fluxo vertical nos que a degradación aeróbica ten un peso de maior importancia. As bacterias heterótrofas aeróbicas en ausencia de osíxeno poden degradar a materia orgánica por vía anóxica utilizando o nitrato como aceptor de electróns (desnitrificación). Está bastante claro que a vía anóxica opera en fluxo horizontal xa que en moitos estudos observouse a eliminación de amoníaco e en cambio a ausencia de

Introdución

nitrate, o que suxire que o nitrato formado é eliminado rapidamente por desnitrificación. Pola contra, en sistemas verticais a desnitrificación parece que non opera xa que non poden eliminar nitrato. Isto é debido a que en toda a profundidade do leito hai condicións aeróbicas que impiden a desnitrificación. A escasez de condicións aeróbicas nos sistemas horizontais fai que nunha parte importante do leito as bacterias fermentativas facultativas crezan orixinando ácidos grasos como o acético e o láctico, alcoholes como o etanol e gases como o H_2 . Estes compostos representan substratos para as bacterias sulfatoreductoras e metanoxénicas, todas elas anaeróbicas. Tamén para heterótrofas aeróbicas se é que estes substratos están dispoñibles nas zonas aeróbicas. Nos sistemas verticais a presenza de osíxeno en todo o leito inhibe as reaccións de tipo anaeróbico. Os balances de masa efectuados así como a información recente dispoñible sobre o ciclo do xofre indican que a sulfatoredución é unha vía moi importante de degradación da materia orgánica en sistemas horizontais [21]. Observouse que nos humidais as bacterias sulfatoreductoras e as metanoxénicas poden competir polo sustrato, e en presenza de sulfato e alta carga orgánica as bacterias sulfatoreductoras crecen con máis éxito [22]. Na actualidade está bastante claro que a medida que gañan importancia as vías aeróbicas en detrimento das anóxicas e anaeróbicas a eficiencia aumenta. Por este motivo, os humidais verticais acadan mellores rendementos de eliminación, de forma xeral, xa que nestes prevalecen as vías aeróbicas. Tanto para a DBO como para a DQO son acadados rendementos de eliminación da materia orgánica no rango do 75 ó 95%.

- *Nutrientes:* Os nutrientes máis estudados son o N e P. En canto ó nitróxeno, este atópase fundamentalmente nas augas residuais en forma de amonio e nitróxeno orgánico mentres que as concentracións de nitratos e nitritos non son significativas. Nos humidais a principal vía de eliminación de nitróxeno é de tipo microbiano asociado ós procesos de nitrificación/desnitrificación. A nitrificación é realizada polas bacterias autótrofas aeróbicas que, aproveitando o poder redutor do amonio, convérteno a nitrato (polo que dita degradación ten lugar fundamentalmente en humidais verticais con importantes rendementos, non ocorre así nos horizontais que presentando poucas zonas aeróbicas posúen rendementos de degradación por nitrificación arredor do 30%). A continuación mediante o proceso de desnitrificación o nitrato é convertido en nitróxeno gas, en condicións de anoxia, en presenza de materia orgánica e polas bacterias heterótrofas. Polo tanto, a eliminación de nitrato en humidais verticais é moi complicada polo que se soen combinar estes cos humidais horizontais que posúen maior

Introdución

cantidade de zonas anóxicas. Por outra banda, o amonio entrante pode ser retido por adsorción, ora ben, este é un proceso reversible de xeito que cando as condicións do medio cambian pode retornar á auga residual. As plantas tamén poden eliminar nitróxeno mediante a asimilación de amonio ou nitrato e incorporación á biomasa polo que en períodos de senescencia se a biomasa morta non é retirada pode volver ás augas residuais. De forma xeral, as plantas lograrían acadar unha eliminación de nitróxeno entre un 10 e un 20%. En canto ó fósforo, os procedementos de eliminación son similares ós do nitróxeno, de forma xeral o fósforo pode ser asimilado polas plantas ou microorganismos ou ben ser adsorbido no medio granular co esgotamento da capacidade de absorción e incluso a posible desorción do mesmo co paso do tempo. Deste xeito non se logran acadar rendementos de eliminación superiores ó 20%, agás casos especiais. Neste sentido a mellor forma de eliminación de fósforo consiste en levar a cabo procesos de precipitación ligados á adición de reactivos como as sales de aluminio, que poden traer problemas de contaminación asociados [23].

- *Microorganismos fecais*: Para avaliar a capacidade de eliminación destes patóxenos en humidais construídos sóse estudar por exemplo a eliminación de coliformes fecais acadándose unha eliminación de entre un 90 e un 100% tanto en humidais de fluxo horizontal como de vertical. Hai estudos que demostran que a menor diámetro de partícula do medio granular maior é a eficacia de eliminación [24], porén, a eliminación de microorganismos é un proceso de gran complexidade que depende de diversos factores como a filtración, a adsorción e a depredación e que non permite establecer estes sistemas como idóneos para estes tratamentos. Así, se existe unha contaminación microbiana excesiva é necesario o uso dun sistema de desinfección posterior.

- *Outros contaminantes*: son moi diversos e moi variados os estudos que se están realizando nestes momentos en canto á eliminación de diversos contaminantes en humidais construídos, entre os que se pode destacar a eliminación de: metais pesados, tensoactivos, produtos farmacéuticos, produtos de uso persoal e de limpeza, diversos microorganismos, hidrocarburos derivados do petróleo, BTEX, etc..

Os principais procesos depurativos que teñen lugar nos humidais amósanse na Táboa 1.5 e na Figura 1.2.

Como resumo do exposto anteriormente cabe destacar que os humidais permiten alcanzar unha depuración avanzada, sexa un tratamento secundario (eliminación de materia orgánica) ou terciario (eliminación adicional de nutrientes e contaminación

Introdución

fecal), segundo a extensión e configuración da instalación. O medio granular (ou o solo, segundo as modalidades) e o talo e raíces das plantas realizan unha primeira función de retención por filtración e decantación das partículas sólidas. Este proceso ten lugar de forma predominante na zona de entrada ou cabeceira do humidal. Unha vez retidos, os sólidos orgánicos van sufrindo un proceso paulatino de degradación, orixinando materiais solubles, que á súa vez serán utilizadas como fonte de carbono e enerxía para distintos tipos de microorganismos (especialmente aerobios e anaerobios). Estes mesmos procesos actúan sobre unha parte dos nutrientes presentes, como o nitróxeno e o fósforo. O crecemento da vexetación favorece o proceso degradativo por diferentes vías: as plantas axudan a manter a estrutura filtrante do leito granular ou do solo, capturan nutrientes e achegan osíxeno ata a zona das raíces, creando microambientes aerobios. O contraste entre ambientes oxidantes e redutores favorece o conxunto de procesos depurativos. Os metais pesados e outros elementos retéñense nos humidais na forma de precipitados sulfurosos ou doutro tipo. A retención e filtración, a osixenación, os procesos térmicos e fotoquímicos contribúen á eliminación de xermes patóxenos. Recentemente tense visto que os humidais eliminan diferentes contaminantes coñecidos como compostos emerxentes (residuos de produtos farmacéuticos e do coidado persoal) de forma máis eficiente que moitos dos tratamentos convencionais.

De forma xeral, os humidais construídos son sistemas de depuración naturais que se caracterizan pola súa simplicidade de operación, un baixo ou nulo consumo enerxético, unha nula produción de lodos, un baixo impacto ambiental sonoro e unha boa integración no medio ambiente rural [25]. Estes sistemas requiren unha superficie de tratamento moi superior á dos sistemas convencionais de depuración, polo que a súa aplicación en países que contan cun uso intensivo do territorio limítase a pequenas poboacións, no noso caso de ata uns 2.000 habitantes de forma aproximada, e en casos concretos tamén para vilas ou aglomeracións de ata 20.000 habitantes equivalentes. O máis común nas últimas décadas foi deseñar os humidais cunha dotación de 5 m²/hab.equivalente, se ben na actualidade configuracións máis avanzadas permiten rendementos excelentes con dotacións que van de 1 a 3 m²/hab.equivalente.

Introdución

Táboa 1.5. Procesos de depuración que teñen lugar nun humidal construído.

Proceso	Depuración e parámetros afectados*
1 Sedimentación	Eliminación de partículas en suspensión (MS, SS)
2 Filtración	Ídem. (MS, SS)
3 Dixestión (hidrólise anaerobia/aerobia) de sedimentos e restos de plantas	Xeración de materia orgánica soluble (DQO, DBO)
4 Difusión de O ₂ dende a atmosfera	Osixenación (DBO)
5 Transporte de O ₂ polo interior das plantas	Osixenación (DBO)
6 Crecemento de fitoplancto	Osixenación (DBO)
7 Crecemento de bacterias aerobias heterótrofas en suspensión retidas no medio do humidal	Degradación biolóxica da materia orgánica + procesos de nitrificación e desnitrificación (DQO, DBO, N)
8 Crecemento de bacterias aerobias heterótrofas adheridas aos talos, rizomas e material recheo	Ídem. (DQO, DBO, N)
9 Crecemento de vexetación	Asimilación de nutrientes (N, P)
10 Absorción sobre o recheo, as plantas ou o solo	Retención de fósforo, metais pesados e outros elementos (P, MP)
11 Precipitacións	Dilución (Todos)
12 Evapotranspiración	Concentración (Todos)

MS: materias sedimentables; SS: sólidos en suspensión; DQO: demanda química de osíxeno; DBO: demanda biolóxica de osíxeno; N: nitróxeno e compostos de nitróxeno; P: fósforo e fosfatos; MP: metais pesados.

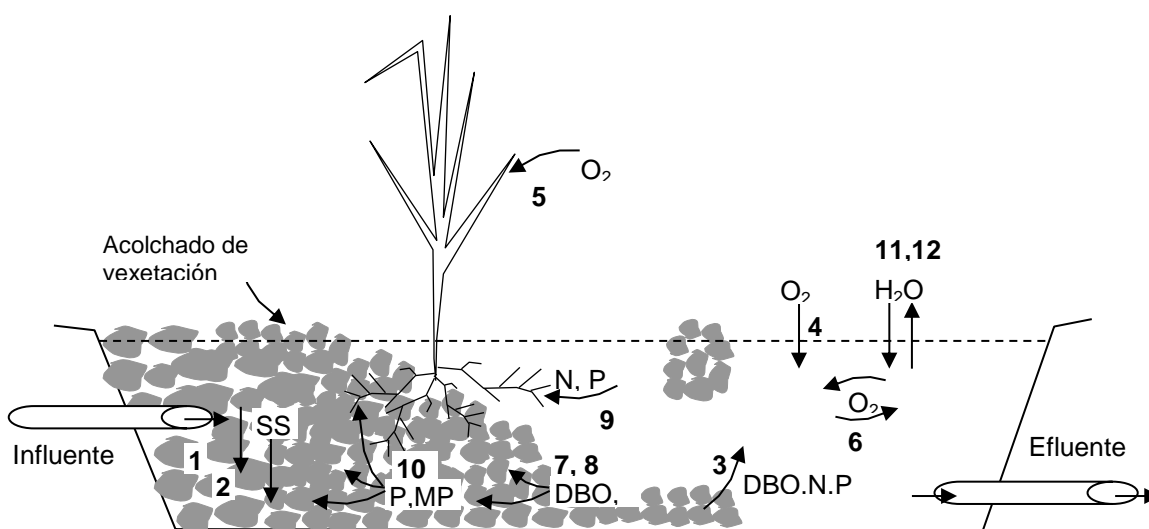


Figura 1.2. Esquema conceptual dun HC para a depuración de augas residuais (Acrónimos: ver pé da Táboa 1.5)

Introdución

1.4.3- Dixestores Anaerobios no Pretratamento de Augas Residuais e Humidais Construídos como Tratamento Secundario.

O emprego de HC como único tratamento produce problemas de colmataxe pola deposición de sólidos nos espazos intersticiais da grava, que diminúe notablemente a capacidade de infiltración e, polo tanto, de depuración dos humidais, acortando a vida dos mesmos [26-28]. A obstrución do substrato conduce a unha perda na capacidade de infiltración da capa de grava tras un certo tempo de operación. A colmataxe dos humidais de fluxo subsuperficial provoca o encharcamento da auga residual cerca das zonas de entrada do humidal, a aparición de camiños preferenciais, e a redución da eficiencia. Os principais parámetros que inflúen na colmataxe son a alta carga orgánica e a elevada porcentaxe de sólidos en suspensión nas augas a tratar [26, 28-31].

Por outra banda, o tratamento de augas residuais con sistemas de Dixestión Anaerobia (DA) reportou bos resultados, en especial, en climas cálidos como o noreste de Brasil [32] e aínda que produce poucos lodos, os efluentes xerados posúen unha carga orgánica e de lodos alta e ademais non posúe eficacia fronte á eliminación de nutrientes e patóxenos.

No caso de rexións de clima tropical, o emprego de sistemas de DA, concretamente reactores de fluxo ascendente de leito de lodos (UASB), foron estudados, en lugar das fosas sépticas, obténdose a conclusión de que resulta unha boa alternativa para o tratamento de ditas augas residuais [33, 34], xa que posúe unha serie de ventaxas importantes como a produción de biogás, a baixa produción de lodos e o baixo custo enerxético. No entanto, posúe a desvantaxa de que non da lugar a unha depuración eficiente en canto á materia orgánica, nutrientes e microorganismos fecais como se citaba anteriormente.

Concretamente o uso do UASB para o tratamento de augas residuais en rexións tropicais é unha práctica consolidada [32, 35] pero tales sistemas necesitan dunha etapa de postratamento para cumprir coa normativa vixente [36, 37]. Polo que se fai necesario establecer un tratamento secundario ou postratamento [38-41] sobre todo en rexións de climas fríos ou temperados e tamén en países en vías de desenvolvemento como Tanzania. Para evitar estes problemas soéñse facer tratamentos químicos trala DA ou ben empregar sistemas combinados de DA-HC que son eficaces durante un longo período temporal [28, 36, 42-50]. Dito tratamento combinado permite reducir a entrada de sólidos nos humidais para evitar problemas de colmataxe e ademais xera augas de saída con calidades que cumpren os parámetros establecidos pola normativa, sendo, por

Introdución

tanto este, un tratamento eficaz tamén para rexións de baixas temperaturas [51]. Os HC son unha boa alternativa xa que producen ademais beneficios medioambientais reducindo as emisións que causan o quentamento global, mellorando a fixación de carbono e conservando a biodiversidade [52]. Destes sistemas tamén existen certos estudos que avalían a eficacia de eliminación de carga orgánica, nutrientes e microorganismos patóxenos en períodos que van de un a tres anos [53, 36]. Trátase de sistemas combinados de gran simplicidade de construción, operación e mantemento. E aínda que ata a data hai moitos estudos destes sistemas combinados DA-HC para climas temperados son poucos os existentes para climas tropicais [54, 55] mais algúns amosan que tales sistemas son incluso efectivos nestas rexións asociado fundamentalmente ás condicións climatolóxicas que resultan ideais para o crecemento da biomasa microbiana que interfire nos procesos de depuración [43].

A experiencia existente en estudos acerca de HC indica que os sistemas combinados de DA-HC operando con alta carga orgánica (en base a DBO) e baixa carga de sólidos é máis efectiva que os sistemas tradicionais combinados de pretratamento e humidais construídos, mentras que amosan efectividades similares na eliminación de carga orgánica e maior eliminación de algúns nutrientes. A limitada eficacia de eliminación de carga orgánica en DA (principalmete en climas fríos) é compensada pola alta eficiencia en HC, mentras que os DA presentan requerimentos mínimos de área, en xeneral menores de $0.1 \text{ m}^2/\text{hab.}$ equivalente para UASB [56]. Os HC deben ser aplicados para etapas de postratamento para augas residuais de menor carga. Os HC como tratamento secundario son efectivos na eliminación de materia orgánica biodegradable, sólidos en suspensión e ofrecen potenciais eliminacións de nutrientes como nitróxeno e fósforo, así como de microorganismos patóxenos [57, 58]. Obtéñense eficacias de eliminación destes sistemas combinados do 94% en sólidos, DQO e DBO, de 2 unidades logarítmicas de microorganismos patóxenos indicadores de contaminación fecal e de 38-52% de nutrientes, o UASB elimina en gran medida os Sólidos en Suspensión Totais (SST). E os HC completan o tratamento coa eliminación eficaz de materia orgánica, nutrientes e microorganismos, ademais o tratamento anaerobio reduce a área de HC necesaria sobre un 30% e axuda a evitar os problemas de colmataxe, como se citaba anteriormente e como aportan diversos estudos en áreas rurais [41].

Introdución

1.4.4- Os Humidais Construídos de Fluxo Vertical.

Existen estudos que demostran que a eficacia dos humidais verticais está influenciada notablemente pola carga orgánica da auga residual, os microrganismos presentes no medio e as raíces das plantas ou especies macrófitas plantadas no humidal [59].

Nos humidais de fluxo vertical a depuración das augas residuais é fundamentalmente de tipo aeróbico. E son precisamente estas condicións de aerobiose as que permiten levar a cabo no medio do humidal os procesos de nitrificación para eliminar amonio por conversión noutros derivados de nitróxeno como nitritos e nitratos. Estes procesos vense notablemente influenciados pola colmataxe do medio, [30, 60] aínda que tamén a carga orgánica, a temperatura e o comportamento hidráulico afectan a tales procesos de depuración. Se ben é certo que a medida da capacidade de nitrificación dun humidal de fluxo vertical é un importante indicador do grado de colmataxe do mesmo, aínda non existen fórmulas matemáticas que permitan relacionar o deseño do humidal máis o control dos procesos de nitrificación.

O mecanismo fundamental de transporte de osíxeno no humidal é a difusión pero resulta moi difícil estudar dito procedemento máis a demanda de osíxeno requirida aínda que a mesma se relaciona co contido de nitróxeno total e a DQO da auga residual.

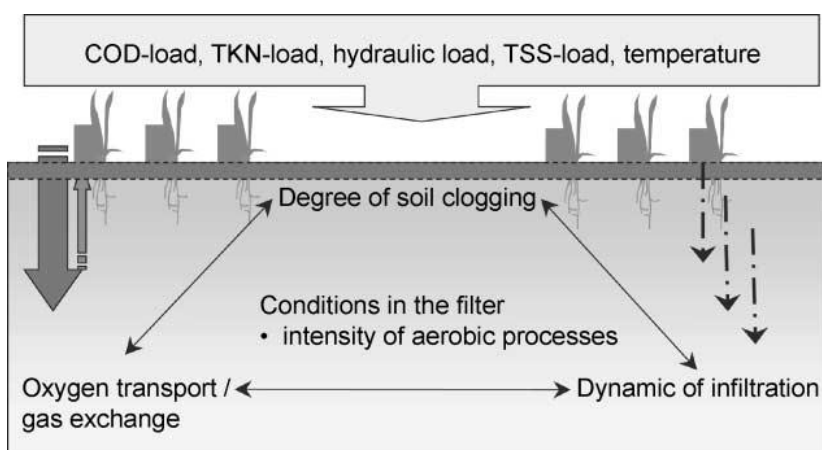


Figura 1.3. Diagrama de transporte de osíxeno en HC de Fluxo Vertical en [60].

A difusión de osíxeno nos primeiros centímetros de grava do humidal é similar ó transporte de osíxeno por convección no aire se non existen problemas de colmataxe [60].

Introdución

Os estudos de maior desenvolvemento no tratamento de augas residuais en humidais de fluxo vertical son a eliminación de nutrientes: fósforo e nitróxeno.

A eliminación de fósforo depende do sustrato, da calidade do influente e do tempo de retención hidráulico. O fósforo en humidais verticais é eliminado por distintas vías, entre as que cabe destacar a asimilación polas plantas, a inmovilización pola biomasa microbiana, mecanismos de adsorción e retención no medio, precipitación, etc.,. Pero aínda que o sustrato é o término máis importante, as principais rutas de eliminación son a adsorción e a retención [61]. Porén, diversos estudos demostraron que parámetros como o pH, a conductividade eléctrica, a conductividade hidráulica e a porosidade non teñen influencia na eliminación de fósforo [62]. Ó mesmo tempo tamén diversos estudos estableceron relacións de modelado entre a eliminación de fósforo e o tempo de retención hidráulico [14] e entre o tamaño da grava e a eliminación de fósforo sen ser esta última lineal, pero sí inversamente proporcional [63].

A eliminación de nitróxeno foi estudada en humidais de fluxo vertical con leitos de distintos tamaños de grava e distintas especies vexetais, aumentando a mesma coa presenza de humidais verticais conectados en serie con respecto ós mesmos humidais aillados e coa biomasa microbiana, acadándose pois eliminacións da orde do 53% [64].

En Francia son moitos os humidais de fluxo vertical empregados directamente como sistemas de tratamento [65] debido ós bos resultados obtidos na eliminación de sólidos, carga orgánica..., se ben consideran que a aplicación destes sistemas en climas fríos non permite obter un bo comportamento hidráulico [66].

1.5- O comportamento hidráulico en Humidais Construídos.

Existen moi diversas técnicas para determinar o comportamento hidráulico de HC, así pois unha técnica novedosa que permite entender o tempo de retención hidráulico e a transferencia de osíxeno dun humidal consiste na aplicación de técnicas electromagnéticas mediante o emprego de sondas de capacitancia que son introducidas no medio do humidal para facer a determinación [67].

Outro dos sistemas máis tradicionais para o estudo do comportamento hidráulico dun humidal consiste na determinación do tempo de retención hidráulico mediante o emprego de trazadores (NaCl, BLi...) tanto en sistemas de fluxo vertical con funcionamento continuo e descontinuo como en sistemas de fluxo horizontal. Así pois existen estudos que desenrolan estas técnicas en humidais verticais con distintos sistemas de alimentación e distintas especies macrófitas plantadas [68], e máis en

Introdución

humidais de fluxo horizontal [69] que permiten determinar a existencia de zonas mortas e a formación de camiños preferenciais asociados ó fenómeno da colmataxe. O sistema de alimentación continuado ou discontinuo de humidais verticais non afecta ó comportamento hidráulico dos mesmos segundo atestiguan algún estudos [70], ou ben a alimentación discontinua favorece o paso da auga a tratar pola presión exercida segundo atestiguan outros [72]. Mais, non é moita a información disponible neste ámbito.

1.6- Elección das especies vexetais de Humidais Construídos axeitadas para Galicia.

As plantas que se poden empregar son moi diversas, sendo determinante que poidan vivir co sistema radicular permanentemente inundado. Teñen que tolerar a anaerobiose (augas con contaminación orgánica), e velocidades baixas ou moi baixas (de poucos metros ao día, ou menos de 1 m/día). Tamén é característica de moitas delas que teñan o talo oco (fistuloso), tipo cana, como son as gramíneas e as xuncáceas. Unha relación ampla de plantas para humidais construídos é a que se indica na Táboa 1.6 [15]. En xeral, estas plantas toleran a inundación, mais en distinto grao. Aquelas que permiten un nivel de auga maior poden seleccionarse para sistemas de fluxo superficial (FHS), e as restantes para os sistemas de fluxo subsuperficial (FHSS). Todas estas plantas poden empregarse en sistemas de fluxo vertical (FV), se ben a maior altura do leito fai conveniente a selección de plantas con maior potencial de enraizamento.

Nas Táboas 1.6 e 1.7 indícase unha selección de plantas para sistemas FHSS e FHS en USA [17]. Segundo estes autores, as tífes empréganse en sistemas FHS, e non serían tan recomendadas para sistemas FHSS.

Introdución

Táboa 1.6. Tolerancia á inundación e á profundidade de diferentes plantas emerxentes aptas para inundación continua

Nome científico	Nome inglés común	Profundidade máxima de auga (m)	Duración da inundación (%)
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Alligator weed	0.1–1.0	70–100
<i>Canna</i> spp.	Canna lilies	<0.05–0.25	50–100
<i>Carex</i> spp.	Sedges	<0.05–0.25	50–100
<i>Ceratophyllum</i> spp.	Coontail	>3	75–100
<i>Cladium jamaicense</i>	Sawgrass	0.1–0.25	50–100
<i>Colocasia esculenta</i>	Wild taro	0.1–0.5	25–100
<i>Cyperus</i> spp.	Sedges	<0.05–0.50	50–100
<i>Eleocharis</i> spp.	Spikerushes	<0.05–0.5	50–100
<i>Elodea</i> spp.	Waterweed	>3	75–100
<i>Glyceria</i> spp.	Mannagrass	<0.05–0.30	0–100
<i>Hydrocloa caroliniensis</i>	Watergrass	<0.05–1.0	75–100
<i>Iris</i> spp.	Iris or blue flag iris	<0.05–0.2	50–100
<i>Juncus</i> spp.	Rushes	<0.05–0.25	50–100
<i>Lemna</i> spp.	Duckweed	None	75–100
<i>Ludwigia</i> spp.	Water primroses	0.1–0.5	70–100
<i>Panicum hemitomon</i>	Maidencane	0.1–0.3	50–100
<i>Panicum repens</i>	Torpedo grass	<0.05–0.5	50–100
<i>Peltandra</i> spp.	Spoon flowers	<0.05–0.25	50–100
<i>Phalaris arundinacea</i>	Reed canarygrass	<0.05–0.30	13–100
<i>Phragmites australis</i>	Common reed	<0.05–0.5	70–100
<i>Polygonum</i> spp.	Smartweeds	<0.05–0.25	50–100
<i>Pontederia</i> spp.	Pickereelweeds	0.1–0.25	70–100
<i>Rhynchospora</i> spp.	Beak-rush	<0.05–0.5	50–100
<i>Sagittaria</i> spp.	Arrowheads	0.2–0.5	50–100
<i>Saururus cernuus</i>	Lizard's-tail	<0.05–0.2	50–100
<i>Scirpus</i> spp. (<i>Schoenoplectus</i>)	Bulrush	0.1–1.5	75–100
<i>Sparganium</i> spp.	Bur-reed	0.1–0.5	70–100
<i>Sphagnum</i> spp.	Sphagnum mosses	<0.05–0.1	75–100
<i>Thalia geniculata</i>	Arrowroot	0.1–0.75	70–100
<i>Typha</i> spp.	Cattail, reedmace, bulrush	0.1–0.75	70–100
<i>Zizania aquatica</i>	Wild rice	0.1–1.0	70–100
<i>Zizaniopsis milacea</i>	Southern wild rice	0.1–1.0	70–100

Táboa 1.7. Especies axeitadas para humidaís de fluxo subsuperficial (a) e de fluxo superficial (b)

a) Fluxo subsuperficial		b) Fluxo superficial	
Nome científico	Nome inglés común	Nome científico	Nome inglés común
<i>Asclepias incarnata</i>	Swamp milkweed	<i>Sagittaria latifolia</i>	Duck potato
<i>Canna</i> spp.	Canna lily	<i>Scirpus acutus</i>	Hardstem bulrush
<i>Colocasia esculenta</i>	Taro	<i>Scirpus validus</i>	Softstem bulrush
<i>Iris versicolor</i>	Blueflag iris	<i>Typha latifolia</i>	Cattail, broadleaf
<i>Cyperus alternifolius</i>	Umbrella palm	<i>Typha angustifolia</i>	Cattail, narrowleaf
<i>Phalaris arundinacea</i>	Reed canary grass		
<i>Phragmites australis</i>	Common reed		
<i>Sagittaria latifolia</i>	Duck potato		
<i>Scirpus atrovirens</i>	Green bulrush		
<i>Scirpus fluviatilis</i>	River bulrush		

Outro aspecto a considerar é se as plantas son autóctonas ou non, é dicir, se están presentes entre a flora e a vexetación natural do país. Así, das Táboas 1.6 e 1.7 podemos dicir que non están representadas na nosa flora autóctona a *Sagittaria latifolia*, *Scirpus atrovirens*, *Scirpus acutus* e *Scirpus validus*. Mais non cabe falar de especies “galegas”,

Introdución

xa que as presentes en Galicia teñen polo xeral unha ampla distribución bioxeográfica. Considerando a bibliografía xeral sobre depuración en humidais construídos, as plantas preferentes a elixir estarían entre as seguintes plantas ou grupos:

- *Phragmites*
- Xuncos (*Scirpus sp*)
- Xuncos (*Juncus sp*)
- Espadanas (*Iris*)
- Tifas (*Typha*)
- Outras: *Sagittaria*, *Sparganium*, *Carex*...

O carrizo ou carriza (*Phragmites australis*, ‘red common’) é sen dúbida a especie máis empregada en case todo o planeta, se ben en USA considérase non nativa. A continuación estarían algunhas especies dos xéneros *Scirpus* e *Typha*. Da flora galega, para os obxectivos de depuración, hai mais opcións con Ciperáceas que con Xuncáceas, tanto polo número de especies como pola adecuación ás posicións dos helófitos¹. Dentro das Xuncáceas, poderían valer *J. effusus*, *J. conglomeratus*, ambas as dúas propias de praderías higrófilas aínda que non serían netamente helófitos. Tamén *J. bulbosus*, que é válida para sitios tan asolagados que mostran procesos de turbificación.

En sistemas de depuración híbridos con un pretratamento por dixestores anaerobios, téñense empregado distintas plantas, segundo se indica na Táboa 1.8.

En conclusión, como resultado desta revisión, recomendamos a seguinte relación de plantas para nos humidais galegos²:

A) Carrizo: *Phragmites australis*.

B) Unha Xuncácea (“xunca”): *J. effusus*, *J. conglomeratus*, ou *J. Bulbosu*.

C) Unha Tifa: *Typha latifolia*, ou *Typha domingensis* Pers.

D) A espadana: *Iris pseudacorus*.

E) Unha Ciperácea (“xunco”), a elixir: *Scirpoides holoschoenus* (L.) Soják (antes *Scirpus holoschoenus*): Xunco, xunco churreiro (‘Junco’), ou *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla (antes *Scirpus lacustris*): Bión (‘Junco de Laguna’), con dúas subespecies.

¹ A familia “Ciperáceas” inclúe entre outros os xéneros *Scirpus*, *Carex*, *Cyperus*; a Familia “Xuncáceas” inclúe os xéneros *Juncus* e *Luzula*.

² Para a realización desta selección contamos coa colaboración de Javier Amigo, profesor de botánica da Universidade de Santiago de Compostela, así como para a identificación e obtención das especies empregadas contamos coa colaboración de Elvira Sahuquillo, profesora de botánica na Universidade da Coruña.

Introdución

Táboa 1.8. Especies vexetais empregadas en HC para o postratamento de efluentes de dixestores anaerobios

Tipo de Sistema ^a	Planta	Referencia ^b
UASB+FHSS	<i>Juncus spp</i>	Sousa et al. (2001)
UASB+FHSS	<i>Juncus spp</i>	Sousa et al. (2001)
UASB+FHSS	<i>Juncus spp</i>	Sousa et al. (2001)
UASB+FHSS	<i>Juncus spp</i>	Sousa et al. (2003)
UASB+FHSS	<i>Juncus spp</i>	Sousa et al. (2003)
UASB+FHSS	<i>T. latifolia</i>	El-Khateeb and El-Gohary (2003)
UASB+FHS	<i>T. latifolia</i>	El-Khateeb and El-Gohary (2003)
UASB+FHSS	<i>Ph. Mauritianus e T. latifolia</i>	Kaseva (2004)
UASB+FHSS	<i>T. Latifolia e Colocasia esculenta</i>	Mbuligwe (2004)
UASB+FV(3x)	<i>Ph. australis</i>	Green et al. (2006)
UASB+FV(x2)+FHSS	<i>Ph. australis</i>	Green et al. (2006)
UASB(x2)+FHSS+FHS	<i>Juncus spp</i>	Barros et al. (2006)
UASB+FHS+FHSS	<i>Juncus spp</i>	Ruiz et al. (2006)
UASB(x2)+FHSS	<i>Ph. Australi e Arundo donax</i>	El-Hamouri et al. (2007)
AT ^c +FHSS	<i>Zizaniopsis bonariensis e Typha subalata</i>	Da Motta Marques et al, 2001
AT ^c +FHSS	<i>Zizaniopsis bonariensis e Typha subalata</i>	Da Motta Marques et al, 2001

^aUnidades conectadas en serie, o número entre parénteses indica varias unidades do mesmo tipo na serie.

^bReferencias completas en Álvarez et al. (2008) [40]. ^cTA: Tratamento anaerobio non especificado.

A presenza de plantas ou especies macrófitas nos humidais é un dos factores máis estudados no momento. As macrófitas que crecen nos HC amosan unha serie de propiedades importantes en relación cos procesos de tratamento das augas que as fan compoñentes esenciais no deseño dos citados humidais [71]. Mais, as especies empregadas nos HC de fluxo horizontal deben cumprir unha serie de características: 1) ser tolerantes fronte altas cargas de contaminantes orgánicos e nutrientes, 2) posuír unha superficie de raíces e rizosfera importante con obxeto de servir de substrato ás bacterias colonizadoras e de facilitar o acondicionamento de ambientes aeróbicos no entorno e 3) alta biomasa aérea para favorecer o aillamento en climas fríos e facilitar a eliminación de nutrientes. Aínda que os resultados da comparación entre humidais con planta e humidais sen plantar non é unánime, a maioría dos estudos realizados obteñen eficacias maiores nos sistemas con planta, tendo a vexetación un efecto importante na eliminación de compostos orgánicos (determinado mediante estudos da demanda química e bioquímica de osíxeno) e diversos nutrientes como nitróxeno e fósforo (determinados como amonio, nitróxeno total Kjeldahl e fósforo total) [72]. Os efectos

Introdución

positivos das plantas poden vir asociados pola creación dun ambiente aeróbico no entorno da rizosfera que facilita os procesos de degradación aeróbica e dos que carecen, polo tanto, os sistemas sen planta onde a degradación é máis anaeróbica. Xa que a aerobiose está tamén presente, aínda que en menor medida a través dos outros dous mecanismos estudados de transferencia de osíxeno en humidais: a difusión a través da atmósfera e máis a transferencia de osíxeno a través da interfase auga-biofilm [73]. Esta aerobiose no contorno das raíces facilita a degradación de materia orgánica e nutrientes, non tendo afección sobre a eliminación dos sólidos en suspensión, xa que este proceso se considera fundamentalmente físico e abiótico. Na eliminación de patóxenos existe unha controversia, xa que determinados estudos aseguran que a planta ten un papel fundamental nestes procesos e outros contradín ditas conclusións. As plantas xogan tamén un importante papel na estabilización superficial dos humidais, facilitando boas condicións para os fenómenos físicos de filtración, evitar a colmataxe nos sistemas de fluxo vertical e facilitar unha gran superficie para o crecemento microbiano. A diferenza na eficacia de depuración dos humidais con planta é fundamentalmente notoria nos sistemas de baixa carga superficial [74], nestes casos, a transferencia de osíxeno a través das raíces e rizosfera das plantas xoga un papel importante na degradación aeróbica da materia orgánica e nos procesos de nitrificación en humidais con fluxo subsuperficial onde as correntes de augas residuais amosan fundamentalmente características de anaerobiose [71]. Con todo, hai tamén estudos que verifican a hipótese de que as plantas xogan un papel fundamental na eliminación de nitróxeno e fósforo como nutrientes en sistemas de baixa carga, pero non así na eliminación da materia orgánica –medida como DBO e DQO- nin dos sólidos, xa que as diferenzas entre os sistemas con planta e sen planta non son cuantificables para estes últimos parámetros [75].

A especie macrófita máis empregada en todo o mundo en sistemas de HC é *Phragmites australis*, aínda que outras especies como *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Typha domingensis*, *Typha orientalis*, *Typha glauca*, *Scirpus lacustris*, *Scirpus validus*, *Scirpus californicus* e *Scirpus acutus* son moi empregadas [72]. Aínda que son moitas as especies vexetais que se poden empregar nestes sistemas só unhas poucas son as escollidas. Ademais das nomeadas antes tamén se poden atopar moitos estudos de HC con especies como *Iris pseudacorus* e *Phalaris arundinacea*.

Foron realizados varios estudos acerca da influencia do tipo de especie vexetal ou macrófita na eficacia de depuración (Táboa 1.9). A meirande parte destas

Introdución

investigacións estudaron o efecto da macrófita na eliminación de nitróxeno e fósforo como nutrientes e en sistemas de fluxo horizontal subsuperficial. Así pois na eliminación de NH_4^+ e NTK en sistemas de alta carga, como o efluente dun matadero, *Phragmites australis* amosou unha eficacia similar a *Scirpus validus* e ámbalas dúas superiores a *Typha latifolia*, mentres que na eliminación de P-PO_4^{3-} foi *Scirpus validus* a especie máis efectiva [76]. Estas mesmas conclusións foron obtidas noutros estudos para a eliminación de amonio [77]. No entanto, estudos posteriores demostraron que a especie *Sagittaria latifolia* amosou maior capacidade de eliminación que *Typha latifolia*, ésta máis que *Scirpus pungens* e ésta máis que *Phragmites australis* para NTK [78], contradicindo investigacións anteriores nas que *Phragmites australis* amosaba maiores rendementos na capacidade de eliminación que *Typha latifolia*. Estudos posteriores demostraron de novo a maior eficacia de *Typha latifolia* con respecto a outras especies como *Scirpus cyperinus* e *Juncus effusus* en sistemas de monocultivo e tamén en policultivo onde *Typha latifolia* é a especie máis invasora [79]. A revisión das investigacións realizadas ata esta data conclúen que non hai diferencias significativas na capacidade de eliminación de materia orgánica en humidais horizontais de fluxo subsuperficial en función da especie vexetal, aínda que sí existen diferencias cuantificables na eliminación de nutrientes en sistemas de baixa carga [75]. A posteriori unha nova liña de investigación no tratamento de augas residuais domésticas sen pretratamento de baixa carga (200mg/L DQO) determina que un sistema combinado da especie *Scirpus* con grava é un sistema máis eficaz que as combinacións *Typha latifolia*/grava, *Typha latifolia*/auga, *Typha latifolia*/gravilla, *Scirpus*/gravilla e o sistema control de grava. No entanto, conclúe que o tipo de planta por sí só non ten influencia na eliminación da carga orgánica senón que son as variacións estacionais as que teñen unha influencia significativa na capacidade de depuración [80]. Diversos estudos obteñen conclusións claras acerca da maior eficacia da especie *Typha latifolia* e tamén *Scirpus validus*, na eliminación de nutrientes, que outras especies como *Carex lacustris* e *Phalaris arundinacea*. De igual xeito determinan que os policultivos permiten acadar maiores rendementos de eliminación que os sistemas monocultivo [81, 82]. Porén, outros autores expoñen que en sistemas de fluxo vertical e tamén de fluxo horizontal non se poden establecer diferencias significativas en función da especie vexetal [83]. O tratamento dun efluente sintético en humidais de fluxo horizontal subsuperficial (mesocosmos) determina que para a eliminación de nitróxeno total a especie *Typha angustifolia* reporta maiores rendementos que *Phragmites australis* e

Introdución

Phalaris arundinacea, determinando tamén que a influencia da aireación é un factor clave na eliminación do nitróxeno [84]. No mesmo ano publícanse as conclusións obtidas dunha investigación para o tratamento de auga residual mediante humidais de fluxo subsuperficial horizontais e verticais plantados con *Phragmites australis* e especies vexetais autóctonas de crecemento espontáneo. Neste caso os humidais con *Phragmites australis* proporcionan mellores rendementos na eliminación de nutrientes, pero non se atopan diferencias significativas en canto ós valores acadados de DQO e DBO para os efluentes dos humidais en función da especie vexetal [85]. Tamén no ano 2009 foron realizados estudos para o tratamento de augas residuais de granxas porcinas de alta carga mediante emprego dun gran número de especies: *Fimbristylis spadicosa*, *Typha latifolia*, *Eleocharis interstincta*, *Arundinella berteroniana* e *Claudium jamaicensis*. Como conclusións fundamentais obtívose que *Typha latifolia* e *Eleocharis interstincta* foron as especies máis efectivas para o tratamento destas augas residuais en canto á eficacia da eliminación da materia orgánica (medida como DBO e DQO), dos nutrientes e dos coliformes fecais. Mais, non se puideron extraer diferencias significativas entre estes dous tipos de especies aínda que sí foron mellores que os humidais sen planta. Ademáis este estudo concluíu que a eficacia na eliminación dos diversos contaminantes estaba máis afectada polo tempo de contacto (variando de xeito proporcional ó mesmo) que pola especie vexetal [86]. Existen tamén estudos que estiman a mellor configuración de macrófitas en sistemas de policultivo para acadar maiores rendementos de eliminación, obténdose nos mesmos que as especies *Phragmites australis* e *Scirpus validus* xogan un importante papel en dita eficacia [87]. Recentemente, foron publicados diversos estudos que amosan a especie ou especies macrófitas máis idóneas para o tratamento de augas residuais fundamentalmente de baixa carga e a súa eficacia na eliminación de nutrientes [88-91]. Como conclusións ós estudos realizados pódese establecer que: 1) na eliminación de materia orgánica e nutrientes a presenza de plantas xoga un papel importante, non tanto así na eliminación de sólidos en suspensión considerándose este un proceso fundamentalmente físico e abiótico, 2) os sistemas en policultivo obteñen mellores rendementos que os sistemas en monocultivo, 3) poden establecerse diferencias significativas en función do tipo de planta para a eliminación de nutrientes fundamentalmente, pero non tanto para a eliminación de materia orgánica determinada como DBO e DQO, xa que factores como as condicións climatolóxicas, a aireación e dirección do fluxo, a carga do influente de entrada, o nivel de poboación das macrófitas e o tempo de contacto son factores que

Introdución

desenrolan un papel moi importante sobre as eficacias de eliminación. Finalmente, para concluir, cabe establecer que os resultados publicados ata o momento aluden a períodos de investigación moi curtos, non pudiendo establecerse conclusións veraces xa que para avaliar se efectivamente o tipo de especie vexetal ten influencia sobre a capacidade de depuración, sería necesario efectuar investigacións en períodos máis longos de cinco a dez anos [72].

Táboa 1.9 Resumo dos diversos estudos da influencia do tipo de macrófita na depuración de augas residuais en HC.

Tipo de auga	Tipo de humidal	Especies vexetais	HLR (mm/d)	VCO _s (g/m ² d)	Contaminantes estudados	Resultados e observacións	Ref.
Doméstica (P 1°)		<i>Juncus effusus</i> , <i>Scirpus validus</i> , <i>Typha latifolia</i> .	12.7	1.74 DBO ₅	SST, DBO, N-NTK, N-NH ₄ ⁺ , P-PO ₄ ³⁻ e Coliformes.	70% SST, DBO. 50-60% NTK, N-NH ₄ ⁺ , P-PO ₄ ³⁻ . 3 ulog Coliformes <i>T. latifolia</i> especie máis eficaz en mono e policultivos.	[79]
Doméstica e agrícola	FHSS		25-182		DBO, DQO, N e P.	Non diferencias DQO, DBO c/planta e s/planta. Mellores rendementos N e P con planta a baixa carga.	[75]
Doméstica (baixa carga)	FHSS	<i>Scirpus</i> , <i>Typha latifolia</i> .	108	21.6 DQO	DQO, N-NH ₄ ⁺ e P.	Mellor configuración <i>Scirpus</i> /grava para DQO e N-NH ₄ ⁺ . Non hai influencia en función da especie vexetal pero sí en función da estación do ano.	[80]
Síntéticas (baixa e alta carga)	FSS	<i>Scirpus validus</i> , <i>Carex lacustris</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Typha latifolia</i> .			N e P.	Más efectiva <i>Scirpus</i> e menos <i>P. arundinacea</i> . Non hai diferenza entre plantas en policultivos, maior eficacia en verán que en outubro.	[82]
Doméstica	FH e FV		60		Coliformes.	Non hai diferenza entre c/planta e s/planta.	[83]
Doméstica (sintética, baixa carga)	FHSS	<i>Phragmites australis</i> , <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Cladium mariscus</i> , <i>Iris pseudacorus</i> .	31	3.02 DBO ₅	DQO, N-NTK, Ptotal e SO ₄ ²⁻ .	80-90% DQO 35-55% N-NTK 15-40% Ptotal 45-60% SO ₄ ²⁻ Máis eficaces: <i>L. salicaria</i> e <i>I. pseudacorus</i>	[88]
Sintética	FHSS	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> .	60		N-NH ₄ ⁺ e N-NTK.	Máis efectiva <i>T. angustifolia</i> e maior eficacia en verán e con planta.	[84]
Urbana (P 1° ou 2°)	FHSS e FVSS	<i>Phragmites australis</i> , plantas espontáneas.			SST, DQO, DBO, Coliformes, P e N.	Eficacia similar en SST, DQO e coliformes. Maior eficacia de <i>Phragmites</i> en DBO, N e P.	[85]
Porcino pretratada	FHSS	<i>Fymbristylis spadicea</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Eleocharis interstincta</i> , <i>Arundinella berteroniana</i> , <i>Cladium jamaicensis</i> .	22-65	95-287 DQO	SST, DQO, DBO, N-NH ₄ ⁺ , N-NTK, N-NO ₃ ⁻ , Ptotal e Coliformes.	<i>T. latifolia</i> e <i>E. interstincta</i> as máis eficaces pero non hai diferenza entre elas. Maior efectividade a maior tempo de contacto.	[86]
Sintética	FSS	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha angustata</i> , <i>Scirpus validus</i> , <i>Zizania latifolia</i> , <i>Acorus calamus</i> , <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Scirpus maritimus</i> .	62-129	8-17.9 DQO	DQO, N-NTK e Ptotal.	Mellor configuración con gran presenza de <i>P. australis</i> e <i>S. validus</i> .	[87]
Sintética	FHSS	<i>Canna limbata</i> , <i>Heliconia psittacorum</i> , <i>Phragmites sp.</i>			DQO e DBO.	Non hai diferencias significativas.	[89]
Industrial (baixa e alta carga)	FHSS	<i>Echinochloa pyramidalis</i> , <i>Cyperus papyrus</i> .	75-225		N-NO ₃ ⁻ e P-PO ₄ ³⁻ .	40-80% N-NO ₃ ⁻ 80-95% P-PO ₄ ³⁻ Maior eficacia de <i>C. papyrus</i> en N-NO ₃ ⁻ .	[90]
Sintética		<i>Cyperus nutans</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Cyperus alternifolius</i> , <i>Zizania latifolia</i> , <i>Arund donax</i> , <i>Canna generalis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Scirpus triangulatus</i> , <i>Typha orientalis</i> , <i>Reineckia carnea</i> , <i>Iris ensata</i> , <i>Thalia dealbata</i> , <i>Alisma orientale</i> , <i>Cladium mariscus</i> , <i>Lythrum salicaria</i> .			N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ e Ptotal.	Maior eficacia con <i>C. generalis</i> , <i>T. latifolia</i> , <i>T. dealbata</i> e <i>L. salicaria</i> posiblemente pola súa maior resistencia á climatoloxía fría.	[91]

1.7- Os problemas máis importantes da Depuración en Sistemas de Humidais Construídos.

1.7.1- A acumulación de sólidos en Humidais Construídos: A colmataxe.

1.7.1.1- Causas: Os factores determinantes da colmataxe.

O principal problema da operación con HC de fluxo subsuperficial é a colmataxe do medio granular [17, 27, 92]. A colmataxe inclúe moitos procesos relativos á redución da capacidade de infiltración da grava [26-28, 93] e trátase dun complexo proceso, asociado á acumulación de diferentes tipos de sólidos, que se sitúan nas capas superficiais e no medio granular como lodos, asociado tanto ós sólidos propios das augas residuais como ás plantas e microorganismos ou biofilm. A existencia de colmataxe pode conducir ó asolagamento ou aparición de auga superficial nas zonas de entrada [94], e perda de eficiencia na depuración.

O proceso de obstrucción pode dividirse en tres fases:

- (I) Fase da entrada dos contaminantes.
- (II) Fase da formación ou deposición de manta ou capa.
- (III) Fase da formación e compactación da capa de obstrucción [95].

Deste xeito poderíase resumir nos seguintes puntos as causas principais responsables da colmataxe en HC (de fluxo horizontal e/ou vertical) [30]:

- O bloqueo dos poros pola deposición de partículas orgánicas e inorgánicas.
- A precipitación e a deposición de CaCO_3 .
- A obstrucción dos poros da biomasa microbiana.
- A influencia da raíz.
- A compactación mecánica do suelo.
- O gas atrapado polo bloqueo dos poros.

Así pois, a acumulación de sólidos pode asociarse a diversos factores: á fracción de SST e SSV do influente non degradados [28, 96, 97], ó crecemento biolóxico nos HC [98, 99] e á deposición das especies vexetais dos humidais [97, 100, 101]. Aínda que os principais factores son a alta carga orgánica e de sólidos das augas a tratar, tanto o tamaño da grava como o dimensionamento do sistema de tratamento tamén xogan un importante papel [40, 102, 103]. Así pois, o sistema de distribución das augas é un factor a ter en conta no fenómeno da colmataxe.

Introducción

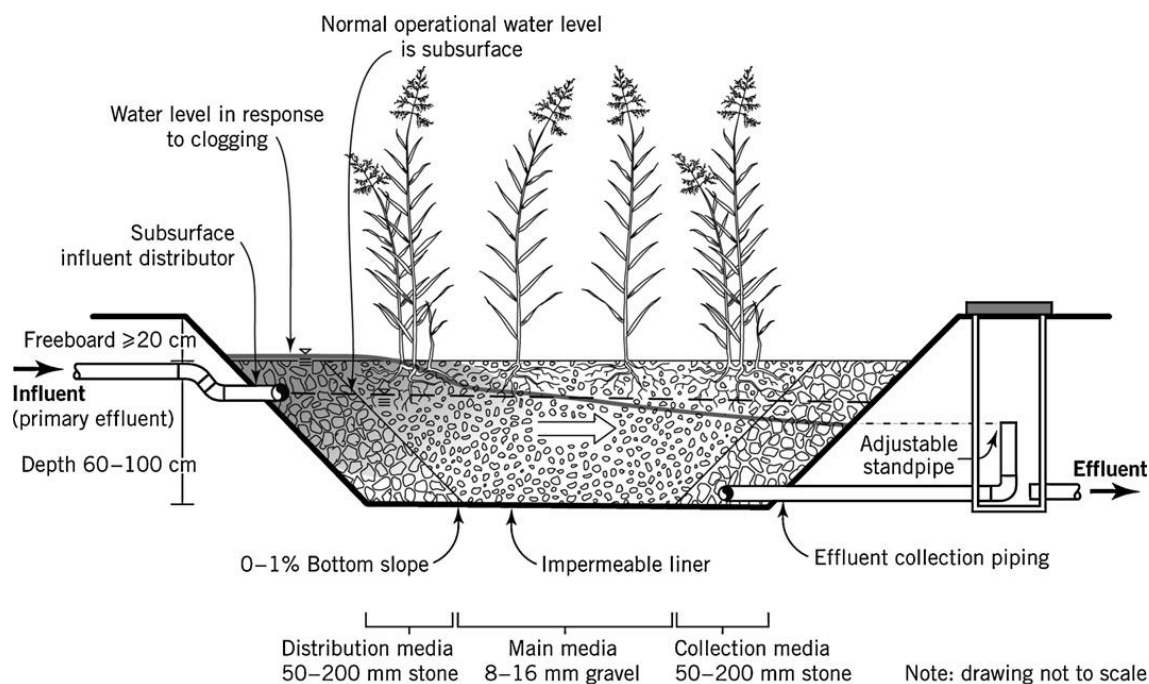


Figura 1.4. Proceso de colmatación nun Humedal Construído de Fluxo Horizontal Subsoperficial [92].

Dentro do efecto das plantas, a súa presenza e o tipo de especies, así como a aireación artificial inflúen na acumulación de sólidos [101], así pois, os procesos de colmatación en humedais verticais impiden a difusión de osíxeno no leito e, polo tanto, o tratamento axeitado das augas residuais.

A acumulación de sólidos produce dous efectos con consecuencias opostas na eficiencia de tratamento, por unha banda diminúe o período eficaz de tratamento por redución de espazos intersticiais coa conseguinte colmatación do medio, a redución do tempo de retención hidráulico e incluso a aparición de camiños preferenciais. Por outra banda favorece a eficacia asociada ó crecemento do biofilm.

A continuación detállase en máis profundidade o efecto de cada un dos causantes expostos:

-No que respecta á carga orgánica e sólidos totais, son moitos os estudos que indican que a acumulación de sólidos nos humedais está directamente relacionada coa carga orgánica das augas residuais. Os valores da literatura para a máxima velocidade de carga orgánica aceptada varían nun amplo rango, de forma xeral algúns autores apuntan a que o máximo valor permitido para evitar o proceso de colmatación sería da orde de 20g DQO/m²d para humedais de fluxo vertical [30, 95] mentres que outros apuntan que os valores máximos permitidos para non provocar unha colmatación inmediata son da orde de 25 g DBO/ m²d para humedais de fluxo vertical [16, 104] e de 6 g DBO/ m²d para

Introdución

humidais de fluxo horizontal [16, 93, 105]. No tocante ós valores máximos permitidos de sólidos totais para evitar os fenómenos de colmataxe son menos os estudos realizados, así pois, algúns autores consideran máximos os valores de 1.44g SST/m²d [29] ou de 5g SST/m²d [30]. Humidais de fluxo vertical a escala de laboratorio foron alimentados con auga contendo distintas cantidades de glucosa e máis materia orgánica particulada e observouse que tanto a acumulación de partículas como o crecemento do biofilm reducían a porosidade do medio, aínda que o primeiro xoga un factor máis importante, ademais a colmataxe ocorre fundamentalmente nos 15 primeiros centímetros de grava, pero estes resultan de gran importancia para que teña lugar os procesos de aireación e transporte de osíxeno [104]. Un estudo realizado en 21 humidais de fluxo vertical con distintas condicións de dimensionamento e tratamento permiten establecer que:

- Unha sedimentación primaria eficaz é un requisito para un funcionamento libre de problemas dun sistema de HC de fluxo vertical.
- A concentración promedio de SST na entrada non debe superar os 100 mg/L. Especialmente partículas maiores de 50 micras poden conducir ó bloqueo dos poros.
- A carga de DQO e SST non debe superar os 20 g/m² d e os 5 g/m² d, respectivamente, nas condicións climáticas de Europa Central [30].

A cantidade, a composición e o modo de acumulación da materia orgánica tamén xogan un importante papel nos fenómenos de colmataxe. A porosidade do leito e a colmataxe teñen unha gran relación favorecéndose a última a medida que se fai menor a primeira [107]. Un estudo de tratamento de augas residuais de granxa láctea durante 5 anos determina que máis do 90% dos sólidos acumulados causantes da colmataxe foron de natureza inorgánica [100].

-A presencia de plantas reduce a colmataxe e incrementa a actividade biolóxica [71, 108] pero ó mesmo tempo favorece a acumulación de sólidos pola deposición das plantas [96]. De feito os estudos de condutividade hidráulica e porosidade de drenaxe estimas que nos sistemas con planta as raíces contribúen á acumulación de sólidos dende un 35% ata un 70% [109]. De igual xeito o efecto das plantas sobre a acumulación de sólidos non é directo senón que en función do tipo da especie vexetal ou máis ben da súa morfoloxía de raíz, o crecemento dos microrganismos é maior ou menor estando esto directamente ligado á acumulación de sólidos [110]. De feito, aínda que, a presenza das plantas pode afectar ó proceso de colmataxe favorecendo o mesmo,

Introdución

esto pode ser evitado se se escollen as especies vexetais axeitadas coa menor cantidade de compostos refractarios e máis se se recolle a biomasa morta do leito do humidal en canto é depositada (se se trata de especies de folla caduca) [97]. Nun estudo realizado sobre doce HC cun tempo de funcionamento de cinco anos, estimouse a densidade microbiana e fracción biolóxica en mostras de sólidos tomadas durante seis meses. A presenza de plantas reduce a porcentaxe de sólidos acumulados nun 26%, ademáis existe máis acumulación de sólidos nos humidais plantados con *Typha angustifolia* que nos plantados con *Phragmites australis*, sendo tamén a primeira a que máis biomasa microbiana posúe. Ademáis este estudo demostrou que a aireación artificial estimula o desenvolvemento do biofilm nas entradas dos humidais e reduce a acumulación de materia mineral [101].

-O emprego de aireación artificial favorece o crecemento microbiano e estimula os fenómenos de nitrificación/desnitrificación tendo unha influencia importante sobre a acumulación de sólidos [46, 47] aínda que o seu efecto non está totalmente determinado [101].

A acumulación de sólidos resulta superior na cabeceira dos **humidais de fluxo horizontal** e dita acumulación está ligada ós ratios de carga orgánica e de SST das augas de entrada como se citaba anteriormente [28].

Nos **humidais de fluxo vertical** os procesos de colmataxe xogan un importante factor desfavorable no transporte de osíxeno.

1.7.1.2- Os efectos da colmataxe.

A acumulación de sólidos é un efecto que está íntimamente asociado coa diminución da **conductividade hidráulica** dos humidais. Aínda que a colmataxe do medio granular ocasiona unha redución da conductividade hidráulica a relación non é totalmente directa. Ademáis o mesmo estudo, que determina dita influencia, establece a presenza de sólidos recalcitrantes en maior medida como causantes da colmataxe polo que non resultan fácilmente biodegradables [28].

A determinación da conductividade hidráulica permite determinar o grado de colmataxe dos humidais. Así pois, un estudo feito en dous humidais integrados en plantas de tratamento de pequenas vilas (2000 hab.eq.), demostrou que o maior grado de colmataxe se produce na cabeceira do humidal dando menores valores de conductividade hidráulica (20m/d) que crecen na saída do humidal (40-70 m/d) e aínda son maiores en puntos intermedios (600-800 m/d). Estes datos están atestiguados polo

Introdución

valor dos sólidos totais que son da orde de 3-15 kg/m² en cabeceira e da orde de 1-9 kg/m² na saída. Ademais en ambos humidais a fracción mineral dos sólidos representa máis do 75% dos sólidos totais. Existen estudos que amosan a relación entre a resonancia magnética e a conductividade hidráulica, xa que o tempo de relaxación de xiro de spin varia de forma lineal coa conductividade hidráulica, puidendo polo tanto relacionar a primeira cos fenómenos de colmataxe [111].

1.7.1.3- Solucións para os problemas da colmataxe.

Xa que, unha das principais causas dos problemas de colmataxe é a filtración ou sedimentación dos sólidos das augas residuais, sería unha boa opción dispoñer na planta piloto dun sistema de **pretratamento**, que diminúa en gran medida a concentración de sólidos á entrada dos humidais evitando, polo tanto, a rápida colmataxe [28, 40, 93, 112]. Concretamente, no tratamento de augas residuais anaerobias fundamentalmente domésticas ou urbanas os tratamentos combinados de HC con tanques Imhoff ou fosas sépticas son os máis empregados e dito pretratamento reduce en torno a un 30-50% a carga contaminante das augas de entrada nos humidais evitando polo tanto os problemas asociados ós procesos de colmataxe. As técnicas de pretratamento empregadas están dirixidas fundamentalmente á redución de sólidos en suspensión aínda que algúns tratamentos permiten reducións de ata un 50% de DQO e DBO. O pretratamento clásico está baseado en fosas sépticas ou tanques Imhoff acadándose con eles a estabilización de lodos por procesos anaerobios e eliminacións de sólidos en suspensión entre o 50-70% mentres que os decantadores primarios ofrecen eliminacións similares como pretratamento pero producen unha alta cantidade de lodos [113]. Os tratamentos químicos permiten acadar eliminacións do 90% de sólidos en suspensión pero veñen acompañados de elevados custos de tratamento e mantemento [28, 113]. O problema fundamental do pretratamento clásico é a falta de eficiencia no funcionamento [28, 42]. Ademais os pretratamentos anaerobios permiten obter mellores rendementos de depuración que os sistemas de pretratamento convencionais (aeróbicos) implicando estes últimos un maior custo de construción e mantemento, xa que se as condicións internas do sistema de tratamento anaerobio son axeitadas, o sistema autocontrólase implicando un gasto enerxético favorable e unha produción de lodos mínima [114]. A desvantaxa máis importante do pretratamento anaerobio son os requerimentos dun tratamento posterior fundamentalmente nas rexións de climas fríos [13, 115, 116] que minimize a carga orgánica, os nutrientes e os microorganismos

Introdución

patóxenos. Aínda así e debido á súa eficiencia e baixo custo aproximadamente un 86% dos sistemas de depuración con HC en España empregan o sistema de pretratamento clásico, onde os rangos de ratios de carga de SST oscilan dende 3-17g SST/m²d [117]. De forma xeral os sistemas de pretratamento anaerobio son empregados na meirande parte dos sistemas de depuración con HC acadando importantes rendementos de eliminación de sólidos, DQO e DBO fundamentalmente en climas cálidos ou temperados.

O tipo de pretratamento anaerobio máis empregado en combinación con HC é o UASB [38, 118, 119]. Ademais outra vantaxa dos sistemas de pretratamento é que reduce o custo da construción de humidais xa que ó eliminar parte importante da carga o dimensionamento necesario dos humidais é menor [120]. Así pois, os estudos realizados neste campo conclúen que o pretratamento das augas residuais previa a entrada nos HC evitan en gran medida os procesos de colmataxe ampliando sustancialmente a vida útil dos mesmos [28, 49, 50], sendo recomendado tamén o citado pretratamento para os humidais de fluxo vertical [30, 121].

Comprobouse no estudo da acumulación de materia orgánica en catro humidais conectados en serie que este é directamente proporcional ó paso do tempo, así pois o estudo foi realizado ós dous e cinco anos de funcionamento e a distintos ratios de carga hidráulica, con augas residuais de granxas de produtos lácteos, demostrando que a acumulación tamén depende de forma proporcional co ratio de carga hidráulica. No entanto, a dependencia entre a acumulación de materia orgánica e o tempo de funcionamento non é lineal senón que os dous primeiros anos o aumento de acumulación foi de 1.2 a 2 veces superior ós restantes tres anos de estudo. Foi demostrado tamén que a acumulación de materia orgánica reduciu aproximadamente un 50% o tempo de retención dos humidais (trazador de bromuro), aínda que a relación non foi directa polo que neste feito inflúen outros factores como o enraizamento das plantas... Os procesos de colmataxe e acumulación están íntimamente ligados coa formación de camiños preferenciais, asolagamento da auga residual en superficie e máis a redución do tempo de retención e da conductividade hidráulica, así como efectos moi importantes de diminución da capacidade dos humidais para reter sólidos e máis nutrientes [97].

Como resumo, cabe destacar que, as augas residuais con altas cargas orgánicas provocan a colmataxe dos humidais co paso dos anos, feito polo cal se require dun sobredimensionamento con obxecto de evitar tal fenómeno. Mais, estes problemas poden

Introdución

ser evitados con sistemas de tratamento previo acadándose eliminacións de 65-85% de SST e de 35-55% de DQO para dixestores hidrolíticos ou ben rendementos superiores de eliminación, para dixestores anaerobios, da orde de 60-90% de SST e de 50-65% de DQO en climas temperados, permitindo para o último dos tratamentos seleccionados unha redución da área de humidais entre o 30-60% [40].

1.7.2- Emisións de metano e outros gases de efecto invernadoiro en Humidais

Construídos.

Os humidais artificiais para a depuración de augas residuais tratan de copiar o funcionamento de ecosistemas naturais tales como as brañas, xunqueiras, carrizais, e outras zonas húmidas. A pesar da súa simplicidade de construción e mantemento, trátase en realidade de bioreactores complexos nos que ten lugar a eliminación de contaminantes debido á acción de diversos procesos de tipo físico, químico e bioquímico [14]. Estes procesos foron moi escasamente estudados, mais sábese que inclúen entre os máis importantes a respiración aerobia, a desnitrificación, a sulfatoredución e a metanoxénese, que poden ter lugar simultaneamente no humidal, localizados en diferentes microambientes [20, 21, 105 e 122].

Dende un punto de vista moi simplificado, podemos afirmar que un humidal construído combina un medio anaerobio, situado maiormente na parte fonda do humidal, e un medio aerobio nas proximidades da superficie da auga ou no contorno das raíces das plantas. Dous factores principais, como son a velocidade de carga orgánica (variable operacional) e a profundidade da lámina de auga (variable de deseño ou construtiva) determinan de forma principal o papel relativo destes dous tipos de ambientes e por tanto dos principais mecanismos de eliminación [20] e a eficiencia depuradora do humidal.

A concentración orgánica da auga residual a tratar determina en boa medida as velocidades de carga orgánica que se aplican neste tipo de sistemas. Así, mentres os humidais destinados ó tratamento terciario de efluentes domésticos xa depurados operan con baixas cargas orgánicas, os humidais que tratan directamente augas residuais domésticas procedentes dun pretratamento ou tratamento primario operan a maiores velocidades de carga orgánica e poden considerarse fundamentalmente sistemas anaerobios [123]. A importancia das reaccións anaerobias pode relacionarse có potencial redox do medio, que neste tipo de humidais dedicados ó tratamento

Introdución

secundario de efluentes urbanos sitúase en xeral por debaixo de -100 mV [124], podendo rexistrarse valores máis elevados preto da superficie.

Como consecuencia deste ambiente anaerobio predominante, algúns estudos pioneiros determinaron emisións a atmosfera de CH₄ e outros gases [125-127], tanto en zonas húmidas naturais como en instalacións de depuración. Nos humidais de tipo natural con plantas vasculares, o fluxo total de CH₄ e outros gases (CO₂) emitido á atmosfera débese a tres tipos de procesos: difusión e ebullición de gases dende os sedimentos e transporte interno a través das plantas [128]. Este último proceso pode alcanzar o 70% das emisións de metano en humidais naturais. Por outra banda, tamén se detectou a oxidación microbiana do metano [129], o que ven a complicar a descrición deste fenómeno. Estes mesmos procesos poderían ocorrer nos humidais que tratan augas residuais, mais a importancia relativa de cada un deles pode variar moito en relación co que ocorre nos humidais naturais.

Algúns estudos, realizados sobre todo a partir de 2000, amosan que poden ter lugar emisións importantes de metano. A táboa 1.10 recolle algúns datos de emisión indicados na bibliografía. A súa cuantificación e relación coas variables de deseño e operación é pois un tema incipiente de investigación.

Taboa 1.10 Emisións dende os sedimentos medidas en varios estudos.

Referencia	Emisións de CH ₄ (mgCH ₄ /m ² .d)	Auga residual a tratar	Carga orgánica (g DBO/m ² .d)
[125]	304	ARU	3.7
[126]	225 (48-480)	Efluente explotación láctea	2.5-4.2
[Gui et al] ^a	0-35	ARU	Nd
[130]	5520 (0-36792)	ARU, efluente primario (pretratamento deficiente)	12
[127]	0.048-2800		0.95 ^b
[131]	141 (-375-1739)	ARU, efluente secundario	<3,6 ^c
[132]	15.04-41.6	ARU, efluente primario	5.4-10.8

^a Referido por [131]. ^bBasado en DBO₇. ^cEstimado por nós, supondo DBO influente < 25 mg/l (efluente secundario). ARU: auga residual urbana.

As emisións de metano medidas, e amosadas na táboa anterior, varían fortemente dun a outro caso, sendo frecuentes valores promedio que van dende 0 ata 300 mg CH₄/m².d. Estas emisións serían similares ás de outras moitas áreas naturais [131], mais poden rexistrarse casos con emisións moi superiores. Uns estudos estimaron

Introdución

que as emisións de metano equivalen a só aproximadamente o 1,5% do carbono eliminado en humidais artificiais de fluxo subsuperficial [132], mentres que outros estimaron que as emisións de metano representan entre o 2 e o 8% da carga en carbono do humidal [126].

Ademais de establecer a magnitude das emisións en cada caso particular, os estudos referidos permiten tirar algunhas conclusións e consideracións provisionais, como son as seguintes:

- Nun humidal, o substrato orgánico presenta un determinado perfil ao longo do mesmo, decrecendo fortemente a súa concentración dende a entrada á saída, o lugar concreto ou posición dentro do humidal no que se realizan as determinacións tamén influirán nos resultados. Así, en diversas investigacións observaron que as emisións de CH₄ eran máis elevadas preto da zona de entrada [126, 127].
- Os diferentes estudos dispoñibles concordan na variabilidade espacial das medicións obtidas [126, 127, 131], sendo polo xeral maiores as emisións ó comezo do humidal (zona de cabeceira) e inferiores ó final (cerca do punto efluente).
- En humidais naturais tense observado que a difusión e ebullición de gases dende os sedimentos do humidal amosa unha velocidade constante ó longo do día [125, 126], e este feito foi tamén comprobado en estudos preliminares en humidais artificiais de fluxo subsuperficial [132]. Contrariamente ó que ocorre no curto prazo, ó longo do ano obsérvanse grandes variacións estacionais, con valores de emisión mínimos no inverno e máximos no verán [126, 127, 131].
- Por último, outras investigacións indicaron que a velocidade de carga orgánica é un factor importante que afecta ás emisións de CH₄ [14].

1.8- Casos Especiais de Depuración en Sistemas de Humidais Construídos.

1.8.1- Os Humidais Construídos na depuración de Hidrocarburos das augas residuais.

Os HC son sistemas que se empregan fundamentalmente para a depuración de materia orgánica e mineral das augas residuais, mais, tamén teñen capacidade para eliminar determinados compostos orgánicos, entre eles os HCTP (das súas siglas HidroCarburos Totais de Petróleo), sendo poucos os coñecementos que se teñen sobre os procesos que envolven a capacidade de eliminación de tales compostos nos HC. Os mecanismos de degradación destes compostos nos HC están ligados coa porosidade do

Introdución

leito e a presenza de raíces que evitan a anoxia nas augas tratadas [133] así como a difusión de osíxeno no leito que foi amplamente estudada [134].

Foron varias as macrófitas empregadas nos distintos humidais para o tratamento de augas residuais contaminadas con HCTP, así: *Phragmites spp.* [Lankatos et al. 2000 en 133], *Phragmites australis* [Simi et al. 2000 en 133, 135], *Typha spp.* [Revitt e Omari et al. 2000 en 133] e *Scirpus californicus* [Campagna e Marques et al. 2000 en 133]. Mais, todos os estudos atopados nesta línea en canto á depuración de HCTP empregan HC de fluxo vertical pero non horizontal [135, 136], e do mesmo xeito, centralizan tamén os seus estudos na capacidade depurativa dos humidais en canto ó benceno que é un HC pero de maior volatilidade que os recollidos no grupo dos HCTP. Algún estudo a escala de laboratorio simulando un sistema de HC de fluxo vertical foi realizado [137] pero de forma xeral nesta línea de investigación non son moitos os datos recabados, sendo importante pois, a realización destes estudos se se ten en conta que os HCTP son lixeiramente solubles, neurotóxicos e causan cáncer [138]. Existen algúns estudos que avalían a capacidade de eliminación dos humidais fundamentalmente en canto a compostos químicos como o benceno e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) pero non HCTP, presentando eliminacións cercanas ó 95% de eficacia [135-137], aínda que como se citaba anteriormente son sistemas constituídos por humidais de fluxo vertical e son poucos os estudos realizados en humidais de fluxo horizontal, de aí a importancia do estudo que aquí se expón.

Na degradación destes compostos en sistemas de HC inflúe activamente a poboación bacteriana atopada na rizosfera que leva a cabo as rutas de biodegradación, fundamentalmente aeróbicas, dos HCTP [138, 139]. As bacterias de maior relevancia nestes procesos de degradación son as da especie *Pseudomonas*. Pero debido á relativa escaseza de estudos en HC de fluxo horizontal son poucos os coñecementos existentes en canto á posible biodegradación bacteriana en condicións de maior anaerobiose. Existen tamén estudos relativos á eliminación de HAPs en HC e a implicación de distintos fungos para a eliminación dos mesmos, fundamentalmente fluoranteno e antraceno con eficacias de eliminación mínimas do 70% [140]. A degradación microbiana destes compostos está fortemente influenciada por factores fisicoquímicos: temperatura, osíxeno, nutrientes, salinidade, presión, pH, etc., a carga contaminante e diversos factores biolóxicos [141]. Os HCTP poden afectar ó crecemento das plantas e á eliminación do resto de contaminantes orgánicos mediante os sistemas de HC. Mentres que existe unha cantidade importante de información con respecto á eliminación de

Introdución

contaminantes orgánicos mediante HC, a información sobre a influencia dos citados contaminantes sobre as plantas dos humidais é relativamente pobre [142, 143]. Dosis relativamente baixas de HCTP poden estimular o crecemento das plantas pero dosis elevadas poden inhibir dito crecemento, así estudos recentes establecen que os efectos de HAPs sobre as macrófitas dos sistemas de HC dependerán das concentracións dos contaminantes, do tipo da planta e do tempo de permanencia [144].

1.8.2- A Depuración con Humidais Construídos en ámbitos Universitarios.

O emprego de HC como sistemas de tratamento das augas residuais xeradas en entornos universitarios está a ser un campo de estudo na actualidade, acadándose importantes éxitos asociados á eficacia de depuración, ós baixos custos, ó baixo mantemento, á boa integración paisaxística e á baixa xeración de lodos en comparación con outros sistemas de tratamento que convirten ós primeiros en sistemas de tratamento descentralizado útiles e versátiles para a súa aplicación en entornos universitarios. Así pois, son diversos os estudos realizados en todo o mundo con respecto a estes sistemas de tratamento no ámbito universitario entre os que destacamos os seguintes:

1.8.2.1- HC na Universidade de Curkurova en Adana, Turquía. (Clima árido).

Dous humidais de fluxo horizontal subsuperficial con sistemas multicultivo ou policultivo (*Typha latifolia*, *Juncus acutus* e *Iris versicolor*) tratan as augas residuais desta Universidade cun caudal de 1.2 m³/h acadando eliminacións do 89%, 76.7%, 68.8% e 95.4% para SST, DQO, DBO₅ e coliformes fecais respectivamente [145].

1.8.2.2- HC na Universidade de Dar es Salaam, Tanzania (Clima cálido).

HC con distintas cargas hidráulicas (6480 mm/d e 55200 mm/d) durante só catro semanas, que permiten acadar eficacias de eliminación do 80%, 66% e 91% para SST, DQO e coliformes fecais respectivamente [146].

1.8.2.3- HC no Campus de Tafira, Univ. das Palmas de Gran Canaria (Clima temperado).

Distintos filtros e HC de fluxo horizontal subsuperficial, con distintos ratios de carga, foron empregados como sistema de tratamento para as augas residuais xeradas no Campus, estudiándose a eficacia na eliminación de DBO, COT (Carbono Orgánico Total) e NH₄⁺. Aínda que a maior eliminación de amonio se acadou en HFSS, de forma xeral as maiores eficacias foron acadadas nos sistemas de filtros asociado esto á alta actividade bacteriana debido á elevada concentración de osíxeno nos mesmos [147].

Introducción

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Suárez, J. L., Jácome, A. B. e García, C. F. El Marco Jurídico-Institucional y criterios de Planificación y Gestión de Aguas. Gestión del Saneamiento en Pequeñas Comunidades. Congreso Ibérico sobre planificación y gestión de Aguas.
- [2] Suárez, J. L. e Caggio, J. V. (2005). Vertidos de sistemas de saneamiento unitario en tiempo de lluvia: Control de impactos sobre los ríos. I.T.Nº 71.
- [3] Vera, L. P., Martel, G. R., De Armas, A. E. e Tascón, A. Gestión sostenible del Agua Residual en los entornos rurales. Depuranat.
- [4]] Vera, L. P., Gutiérrez, J. F. G., Márquez, M. M., Martel, G. R., Salas, J. J. R. e Sardón, N. M. Humidales artificiales en el tratamiento de Aguas Residuales. Depuranat.
- [5] Directiva 91/271/CE, do 21 de maio, sobre o tratamento das augas residuais urbanas.
- [6] Álvarez, J. A. e Soto, M. (2005). Características das augas residuais urbanas. ADEGA-Cadernos 12, 11-23.
- [7] Barros, P. (2011). Depuración Natural nun Núcleo Rural. Tese doutoral, Universidade da Coruña.
- [8] Mitsch, W. J. e Gosselink, J. G. (1993). Wetlands. 2nd edn., Van Nostrand Reinhold, New York. 1-722.
- [9] Brix, H., (1994). Use of Constructed Wetlands in water pollution control: Historical development, present status and future perspectives. Wat. Science Technol., 30 (8), 209-223.
- [10] Siedel, K. (1966). Reinigung vo Gewässern durch höhere Pflanzen. Naturwiss., 53, 289-297.
- [11] Lienard, A., Boutin, C. e Esser, D. (1990). Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. In Cooper, P.F. and Findlater, B.C. (eds.) Constructed wetlands in water pollution control. (Adv. Wat. Pollut. Control Nº. 11). Pergamo Press, Oxford, 183-192.
- [12] Álvarez, J. A. e Soto, M. (2005). Tratamento anaerobio de augas residuais. aplicación a efluentes urbanos. ADEGA-Cadernos, 12, 24-33.
- [13] Álvarez, J. A., Ruíz, I., Gómez, M., Presas, J. e Soto, M. (2006). “Start-up Alternatives and Performance of an UASB Pilot Plant treating Diluted Municipal Wastewater at Low Temperature.” Biores. Technol., 97: 1640-1649.
- [14] Kadlec, R. H. e Knight, R. L. (1996). “Treatment wetlands”. Boca Raton, FL: Lewis Publ. USA

Introducción

- [15] Kadlec, R. H.; Knight, R. L.; Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P. e Haberl, R. (2000). "Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation." IWA Specialist Group on use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Publishing.
- [16] USEPA (2000). "Constructed Wetland Treatment of Municipal Wastewaters." US.EPA 625/R99/010, Cincinnati, Ohio, USA.
- [17] Wallace, S. D. e Knight, R. L. (2006). "Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems. Feasibility, Design Criteria and O&M Requiriments." Water Environment Research Foundation (WERF) e IWA Publishing. Alexandria, VA (USA).
- [18] IWA (2007). "Water 21: Magazine of the International Water Association." 38-40.
- [19] García, J., Corzo, A. Depuración con Humidales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humidales de Flujo Subsuperficial.
- [20] García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L. e Bayona, J.M. (2004) "Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater." *Wat. Rs.* 38, 1669-1678.
- [21] Aguirre, P., Ojeda, E., García, J., e Mujeriego., R. (2005) "Effect of water depth on the removal of organic matter in horizontal subsurface flow constructed wetlands." *J. Environ. Sci. Health*, 40, 1457-1466.
- [22] Baptista, J. D. C., Donnelly, T., Rayne, D. e Davenport, R. J. (2003) "Microbial mechanisms of carbon removal in subsurface flow wetlands." *Wat. Sci. Tech.* 48 (5), 127-134.
- [23] Arias, C. A. e Brix, H. (2005). "Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified?" *Wat. Sci. Tech.* 51 (9), 275-282.
- [24] García, J., Vivar, J., Aromir, M. e Mujeriego, R. (2003). "Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal of indicador in tertiary treatment reed beds." *Wat. Res.*, 37, 2645-2653.
- [25] García, J., Morató, J. e Bayona, J. M. (2005). Depuración con sistemas naturais: humidais construídos. *ADEGA-Cadernos*, 12, 51-58.
- [26] Batchelor, A. e Loots, P. (1997). A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commissioning. *Wat. Science. Technol.*, 35, 337-343.
- [27] Rousseau, D. P. L., Vanrolleghem, P. A. and Pauw, N. D. (2004). Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecol. Eng.*, 23, 151-163.

Introducción

- [28] Caselles-Osorio, A., Puigagut, J., Segu, E., Vaello, N., Granes, F., García, D. e García, J. (2007). Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Res.* 41 (6), 1388-1398.
- [29] Dahab, M. F. e Surampalli, R. Y. (2001). Subsurface-flow constructed wetlands treatment in the plains: Five years of experience. *Wat. Science Technol.*, 44, 375–380.
- [30] Winter, K. J. e Goetz, D. (2003). The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Wat. Science Technol.*, 48, 9–14.
- [31] Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J. and Pressi, A. (2003). Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Wat. Science Technol.*, 48, 25–34.
- [32] Van Haandel, A. C. e Lettinga, G. (1994) Tratamento anaeróbico de esgotos: Um Manual Para Regiões de Clima Quente, EpGraf, Campina Grande-PB.
- [33] Steen, P., Brenner, A., Buuren, J., e Oron, G. (1999). Post treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilisation pond system. *Water Res.* 6 (3), 615–20.
- [34] Rijs, G. e Veentra, S. (1990). Artificial reed beds as post treatment for anaerobic effluents—urban sanitation in developing countries. The Netherlands: Institute for Inland Water Management and Wastewater Treatment.
- [35] Chernicharo, C.A. de L. (1997). Reactores Anaeróbios. UFMG. Belo Horizonte. MG. 246p.
- [36] Sousa, J. T. de, Van Haandel, A. C. e Guimarães, A.V.A. (2001). Post-treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems. *Wat. Science Technol.*, 44 (4), 213–219.
- [37] Sousa, J. T. de e Foresti, E. (2001). Avaliação de reator seqüencial em batelada (SBR) no pós-tratamento de efluente de reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 6 (1/2), 9–16.
- [38] Foresti, E., Zaiat M. e Vallero M. (2006). Anaerobic processes as the core-technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 3-19.
- [39] Álvarez, J. A., Armstrong, E., Gómez, M. e Soto M. (2008a). Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. *Bioresource Technology*, 99 (15), 7051-7062.

Introducción

- [40] Álvarez, J. A., Ruíz, I. e Soto, M. (2008b). Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 33, 54-67.
- [41] Barros, P., Ruíz, I. e Soto, M. (2008). Performance of an anaerobic digester-wetland system for a small community. *Ecol. Eng.*, 33, 142-149.
- [42] Mbuligwe, S. E. (2004). Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. *Ecol. Eng.*, 23, 269–284.
- [43] Kaseva, M. E. (2004). Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater – a tropical case study. *Water Res.*, 38, 681–687.
- [44] Toet, S., Van Logtestijn, R. S. P., Schreijer, M., Kampf, R. e Verhoeven, J. T. A. (2005). The functioning of a wetland system used for polishing effluent from a sewage treatment plant. *Ecol. Eng.*, 25, 101–124.
- [45] Rivera, F., Ramirez, E., Decamp, O., Binilla, P., Gallegos, E., Calderon, A. e Sanchez, J. (1995). Removal of pathogens from wastewater by root zone method. *Wat. Science Technol.*, 32 (3), 211–218.
- [46] Perkins, J. e Hunter, C. (2000). Removal of Enteric Bacteria in a constructed wetland in Yorkshire, England. *Water Res.*, 34 (6), 1941–1947.
- [47] Williams, J., Bahgat, M., May, E., Ford, M. e Butler, J. (1995). Mineralization and pathogenic removal in gravel bed hydroponics constructed wetlands for wastewater treatment. *Wat. Science Technol.*, 32 (3), 49–58.
- [48] Polprasert, C., Khatiwada, N. e Bhurtel, J. (1998). Model for organic matter removal in free water surface constructed wetlands. *Wat. Science Technol.*, 38 (1), 69–77.
- [49] Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Green, M. B. e Haberl, R. (1998). *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- [50] Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Eng.*, 18, 633–646.
- [51] Ruíz, I., Álvarez, J.A., Díaz, M.A., Serrano, L. e Soto, M. (2008). Municipal wastewater treatment in an anaerobic digester-constructed wetland system. *Environmental Technology*, 29, 1249-1256.
- [52] Denny, P. (1997). Implementation of constructed wetland in developing countries. *Wat. Science Technol.*, 35 (4), 27–34.

Introducción

- [53] De Sousa, J. T., Van Haandel, A., Lima, E. P. C. e Guimarães, A.V.A. (2003). Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. *Water Science and Technology*, 48 (6), 295-299.
- [54] Kansime, F. e Van Bruggen, J. (2000). Distribution and retention of faecal coliforms in the Nakivubo wetland in Kampala, Uganda. *Proceedings of the Seventh International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control*, FL, USA.
- [55] Okurut, T., Rijs, G.B. e Van Bruggen, J. J. (1999). Design and performance of experimental constructed wetlands in Uganda, planted with *Cyperus papyrus* and *Phragmites mauritianus*. *Wat. Science Technol.*, 40 (3), 265– 271.
- [56] Kivaisi, A. K. (2001). The potencial for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.* 16, 545-560.
- [57] Soto, F., García, M., De Luis, E. e Bécares, E. (1999). Role of *scirpus lacustris* in bacterial and nutrient removal from wastewater. *Water Sci. Technol.* 40 (3), 241-247.
- [58] García, J. (2004). Humidales construídos para controlar la contaminación: perspectiva sobre una tecnología en expansión. In: García, J., Morató, J., Bayona, J.M. (Eds.). *Nuevos Criterios para el Diseño y Operación de Humidales Construídos*. Ediciones CPET, UPC, 7-16.
- [59] Zhang C. H., Ke S. S., Wang J., Ge Y., Chang S. X., Zhu S. X. e Chang J., (2011). Responses of microbial activity and community metabolic profiles to plant functional group diversity in a full-scale constructed wetland. *Geoderma*, 160, 503-508.
- [60] Kayser K. e Kunst S., (2005). Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Science & Technology*, 51, 177-184.
- [61] Scholz, M. (2006) *Wetland Systems to Control Urban Runoff*. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- [62] Drizo, A., Frost, C. A., Grace, J. e Smith, K. A. (1999) *Physico- Chemical Screening of Phosphate-Removal Substrates for Use in Constructed Wetland Systems*. *Water Res.*, 33 (17), 3595–3602.
- [63] Tang X.G., Huang S. L. e Scholz M., (2009). Comparison of phosphorus removal between vertical subsurface flow constructed wetlands with different substrates. *Water and Environment Journal*, 23, 180-188.
- [64] Langergraber G., Leroch K., Pressl A., Sleytr K., Rohrhofer R. e Haberl R., (2009). High-rate nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. *Desalination*, 246, 55-68.

Introducción

- [65] Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G. e Iwema A., (2005). How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems, *Wat. Sci. Tech.*, 51 (9) , 11–21.
- [66] Molle P., Liénard A., Grasmick A. e Iwema A., (2006). Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research*, 40, 606-612.
- [67] Giraldi D. e Iannelli R., (2009). Measurements of water content distribution in vertical subsurface flow constructed wetlands using a capacitance probe: benefits and limitations. *Desalination*, 243, 182-194.
- [68] Cota R. S., Sperling M. V. e Penido R. C. S., (2011). Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 1056-1063.
- [69] Barbagallo S., Cirelli G. L., Marzo A., Milani M. e Toscano A. (2011). Hydraulic behaviour and removal efficiencies of two H-SSF constructed wetlands for wastewater reuse with different operational life. *Water and Science Technology*, 1032-1039.
- [70] Panuvatvanich A., Koottatep T. e Koné D., (2009). Hydraulic behaviour of vertical-flow constructed wetland under different operating conditions. *Environmental Technology*, 30, 1031-1040.
- [71] Brix, H., (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology* 35(5), 11–17.
- [72] Vymazal J., (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* 674, 133-156.
- [73] Nivala J., Wallace S., Headley T., Kassa K., Brix H., van Afferden M. e Müller R., (2012). Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*.
- [74] Brix, H., (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology* 29, 71–78.
- [75] Tanner C., (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* 44 (11-12), 9-17.
- [76] Finlayson, C. M. e Chick A. J., (1983). Testing the potential of aquatic plants to treat abattoir effluent. *Water Research* 17, 415–422.

Introducción

- [77] Gersberg, R. M., Elkins B. V., Lyon S. R. e Goldman C. R., (1986). Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Research* 20, 363–368.
- [78] Burgoon, P. S., Reddy K. R. e DeBusk T. A., (1989). Domestic wastewater treatment using emergent plants cultured in gravel and plastic substrate. In Hammer, D. A. (ed.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Lewis Publishers, Chelsea, MI: 536–541.
- [79] Coleman, J., Hench L., Garbutt K., Sextone A., Bissonnette G. e Skousen J., (2001). Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution* 128, 283–295.
- [80] Zuñiga del Canto J., Schiappacasse M. C., Chamy R., Sánchez O. e Cerda M., (2002). Evaluación de Humedales Construidos para el postratamiento de aguas residuales industriales tratadas en reactores anaerobios.
- [81] Karathanasis, A. D., Potter C. L. e Coyne M. S., (2003). Vegetation effect on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 20, 157–169.
- [82] Fraser, L. H., Carty S. M. e Steer D., (2004). A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. *Bioresource Technology* 94, 185–192.
- [83] Vacca, G., Wand H., Nikolausz M., Kusch P. e Kästner M., (2005). Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Research* 39, 1361–1373.
- [84] Maltais-Landry, G., Maranger R., Brisson J. e Chazarenc F., (2009). Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Research* 43, 535-545.
- [85] Barbera A., Cirelli G., Cavallaro V., Di Silvestro I., Pacifici P., Castiglione V., Toscano A. e Milani M., (2009). Growth and biomass production of different plant species in two different constructed wetland systems in Sicily. *Desalination* 246, 129-136.
- [86] Tapia F., Giacoman G., Herrera J., Quintal C., García J. e Puigagut J., (2009). Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. *Water SA* 35 (3), 335-342.

Introducción

- [87] Debing J., Baoqing S., Hong Z. e Jianming H., (2010). Chemical oxygen demand, nitrogen and phosphorus removal by subsurface wetlands with *Phragmites* vegetation in different models. *Eng. Life Sci.* 10 (2), 177-183.
- [88] Villaseñor J., De Lucas A., Gómez R. e Mena J., (2007). A Comparative Study of Five Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands using Different Plant Species for Domestic Wastewater Treatment. *Environmental Technology* 28, 1333-1343.
- [89] Montoya J. I., Ceballos L., Casas J.C. e Morató J., (2010). Estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial usando tres especies de macrófitas. *Revista EIA (Escuela de Ingeniería de Antioquía)* 14, 75-84.
- [90] Odinga C., Otieno F. e Adeyemo J., (2011). Investigating the effectiveness of aquatic plants (*Echinochloa* L and *Cyperus* L) in removing nutrients from wastewater: The case of Chemelil constructed wetland- Kenya. *International Journal of the Physical Sciences* 6 (16), 3960-3970.
- [91] Ying J., Xin Ch. e Cheng L., (2011). A comparative study on the Growth and Nutrient Uptake Characteristics of Fifteen Wetland Species in Taihu Lake Region of China. *Int J. Environ. Res.*, 5 (2), 361-370.
- [92] Muñoz, P., Drizo, A., Hession, W. C., (2006). Flow patterns of dairy wastewater constructed wetlands in a cold climate. *Water Research*, 40, 3209–3218.
- [93] Ruíz, I., Díaz, M. A., Crujeiras, B., García, J. e Soto, M.; (2010). Solid hydrolysis and accumulation in a hybrid anaerobic digester-constructed wetlands system. *Ecological Engineering*, 36, 1007-1016.
- [94] Pedescoll, A., Uggetti, E., Llorens, E., Granés, F., García, D. e García J., (2009). Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35, 1216-1224.
- [95] Hua, G. F., Zhu, W., Zhao, L. F. e Huang, J. Y., (2010). Clogging pattern in vertical-flow constructed wetlands: Insight from a laboratory study. *Journal of Hazardous Materials*, 180, 668-674.
- [96] Tanner, C. C. e Sukias, J. P., (1995). Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Science Technology*, 32 (3), 229–239.
- [97] Tanner, C. C., Sukias, J. P. S. e Upsdell, M. P., (1998). Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Research*, 32 (10), 3046–3054.

Introducción

- [98] Kadlec, R. H. e Watson, J. T., (1993). Hydraulics and solids accumulation in a gravel bed treatment wetland. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality improvement*. Lewis, Boca Raton, MI, pp. 227–235.
- [99] Suliman, F., French, H. K., Haugen, L. E. e Sjøvik, A. K., (2006). Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. *Ecological Engineering*, 27 (2), 124–133.
- [100] Nguyen, L. M., (2000). Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Ecological Engineering*, 16 (2), 199–221.
- [101] Chazarenc, F., Gagnon, V., Comeau e Y., Brisson, J., (2009). Effect of plant and artificial aeration on solids accumulation and biological activities in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35, 1005-1010.
- [102] Chazarenc, F. e Merlin, G., (2005). Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water Science Technology*, 51 (9), 91–97.
- [103] Zhao, Y. Q., Sun, G. e Allen, S. J., (2004). Anti-sized reed bed system for animal wastewater treatment: a comparative study. *Water Research*, 38, 2907–2917.
- [104] Platzer, Ch. e Mauch, K., (1997). Soil clogging in vertical flow reed beds mechanisms, parameters, consequences and solutions?. *Water Science Technology*, 35 (5), 175–181.
- [105] García, J., Aguirre, P., Barragán, J., Mujeriego, R., Matamoros, V. e Bayona, J. M., (2005). Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 25, 405–418.
- [106] Knowles, P., Dotro, G., Nivala, J. e Garcia, J., (2011). Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering*, 37, 99-112.
- [107] Zhao, L., Zhu, W. e Tong, W., (2009). Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Science*, 21, 750-757.
- [108] Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R. A. e Moormann, H., (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology*, 22, 93–117.

Introducción

- [109] Pedescoll A., Corzo A., Álvarez E., García J. e Puigagut J., (2011). The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. *Water Research*, 45, 3579-3589.
- [110] Gagnon, V., Chazarenc, F., Comeau, Y. e Brisson, J., (2007). Influence of macrophytes species on microbial density and activity in constructed wetlands. *Water Science Technology*, 56 (3), 249–254.
- [111] Morris, R. H., Newton, M. I., Knowles, P. R., Bencsik, M., Davies, P. A., Griffinc, P. e McHalea, G., (2011). Analysis of clogging in constructed wetlands using magnetic resonance, *Analyst*, 136, 2283.
- [112] Vymazal, J., (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25, 478–490.
- [113] Metcalf & Eddy, (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. fourth ed. McGraw-Hill, Boston, USA.
- [114] Foresti, E., (2002). Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. *Water Science Technology*, 45 (10), 181–186.
- [115] Álvarez, J. A., Zapico, C. A., Gómez, M., Presas, J. e Soto, M., (2003). Anaerobic hydrolysis of a municipal wastewater in a pilot-scale digester. *Water Science Technology*, 47 (12), 223–230.
- [116] Álvarez, J. A., Armstrong, E., Gómez, M., Presas, J. e Soto, M., (2004). Performance of an UASB-Digester system treating domestic wastewater. *Environmental Technology*, 25, 1189–1199.
- [117] Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J. J., Bécares, E. e García, J., (2007). Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study. *Ecological Engineering*, 30, 312–319.
- [118] Lettinga, G., (2001). Digestion and degradation, air for life. *Water Science Technology*, 44 (8), 157–176.
- [119] Van Haandel, A., Kato, M. T., Cavalcanti, P. F. F. e Florencio, L., (2006). Anaerobic design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Environmental Science Biotechnology*, 5, 21–38.
- [120] Barros, P. e Soto, M., (2002). Anaerobic systems for domestic wastewater treatment in rural areas. In: *Proceedings of the International Conference on “Small*

Introducción

Wastewater Technologies and Mangement for the Mediterranean Area”, Seville, Spain, March 20–22.

[121] Green, M., Shaul, N., Beliavski, M., Sabbah, I., Ghattas, B. e Tarre, S., (2006). Minimizing land requirement and evaporation in small wastewater treatment systems. *Ecological Engineering*, 26, 266–271.

[122] Burgoon, P. S., Reddy, K. R. e Debusk, T. A., (1995). Performance of subsurface flow wetlands with batch-load and continuous-flow conditions. *Wat. Env. Res.* 67, 855-862.

[123] Baptista, J. D. C., (2003). Microbial communities in subsurface flow wetlands. In: *The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*, Articles of the 1st International Seminar, Lisboa, Portugal, May 8-10 (Dias, V. and Vymazal, J., Eds.), Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 265-276.

[124] García J., Ojeda E., Sales E., Chico F., Píriz T., Aguirre P. e Mujeriego R.,(2003). Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow Reed beds. *Ecol. Eng.* 21, 129-142.

[125] Brix, H., (1990). Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and Through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Wat. Res.* 24, 259-266.

[126] Tanner, C. C., Adams, D. D. e Downes, M. T., (1997). Methane emissions from Constructed wetlands treating agricultural wastewaters. *J. Environ. Qual.* 26, 1056-1062.

[127] Mander, Ü., Kuusemets, V., Lõhmus, K., Mäuring, T., Teiter, S. e Augustin, J., (2003) Nitrous oxide, dinitrogen and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. *Wat. Sci. Tech.* 48(5), 135-142.

[128] Brix, H., Sorrell, B. K. E Lorenzen, B., (2001). Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany* 69, 313-324.

[129] van der Nat, F. J. W. A. e Middelburg, J. J., (1998). Seasonal variation in methane Oxidation by the rhizosphere of *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris*. *Aquatic Botany* 61, 95-110.

[130] Pei-Dong et al. (2002). Greenhouse gas emissions from a constructed wetland for municipal sewage treatment. *Journal of Environmental Sciences* 14(1): 27-33.

[131] Johansson, A. E., Gustavsson, A. M., Öquist, M. G. e Svensson, B. H., (2004). Methane emissions from a constructed wetland treating wastewater - seasonal and Spatial distribution and dependence on edaphic factors. *Water Research* 38: 3960-3970.

Introducción

- [132] García, J.; Capel V., Castro A., Ruíz I. e Soto M., (2006). Anaerobic biodegradation tests and gas emissions from subsurface flow constructed wetlands. (sent to Bioresource Technology)
- [133] Haberl R., Grego S., Langergraber G., Kadlec R. H., Cicalini A. R., Dias S. M., Novais J. M., Aubert S., Gerth A., Thomas H e Hebner A., (2003). Constructed Wetlands for the Treatment of Organic Pollutants, *J Soils & Sediments* 3 (2) 109-124.
- [134] Armstrong J e Armstrong W., (1990). Pathways and mechanisms of oxygen Transport in *Phragmites australis*. In: Cooper PF, Findlater BC (Eds): Constructed wetlands in water pollution control, *Advances in water pollution control*, Pergamon Press, Oxford, UK, pp 529-534.
- [135] Eke P. E. e Scholz M., (2008). Benzene removal with vertical-flow constructed treatment wetlands *J Chem Technol Biotechnol* 83:55–63.
- [136] Tang X., Eke P. E., Scholz M. e Huang S., (2009). Processes impacting on benzene removal in vertical-flow constructed wetlands. *Bioresource Technology* 100, 227–234.
- [137] Cottin N. e Merlin G., (2008). Removal of PAHs from laboratory columns simulating the humus upper layer of vertical flow constructed wetlands. *Chemosphere* 73, 711–716.
- [138] Hiegel T., (2004). Analysis of Pilot Scale Constructed Wetland Treatment of Petroleum Contaminated Groundwater. MSc thesis, Department of Civil Engineering, University of Wyoming.
- [139] Sugai S. F., Lindstrom J. E. e Braddock J. F., (1997). Environmental influences on the microbial degradation of Exxon Valdez oil on the shorelines of Prince William Sound, Alaska. *Env Sci Technol* 31:1564–1572.
- [140] Giraud F., Guiraud P., Kdri M., Blake G. e Steiman R., (2001). Biodegradation of anthracene and fluoranthene by fungi isolated from an experimental constructed wetland for wastewater treatment. *Wat. Res.* Vol. 35, No. 17, pp. 4126–4136.
- [141] Zhou E. e Crawford R. L., (1995). Effects of oxygen, nitrogen, and temperature on gasoline biodegradation in soil. *Biodegradation*, 6:127–140.
- [142] Gruber H., Wiessner A., Kusch P., Kaestner M. e Appenroth K. J., (2008). Physiological responses of *Juncus effusus* (rush) to chromium and relevance for wastewater treatment in constructed wetlands, *Int. J. Phytoremediation* 10, 79–90.
- [143] Zhang Z., Rengel Z. e Meney K., (2008). Nutrition and toxicity of inorganic substances from wastewater in constructed wetlands, in: R.E. Russo (Ed.), *Wetlands:*

Introducción

Ecology, Conservation & Restoration, Nova Science Publishers, Inc., New York, pp. 247–269.

[144] Zhang Z., Rengel Z. e Meney K., (2010). Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) differentially influence growth of various emergent wetland species. *Journal of Hazardous Materials* 182, 689–695.

[145] Zaimoglu Z., (2006). Treatment of campus wastewater by a pilot-scale constructed wetland utilizing *Typha latifolia*, *Juncus acutus* and *Iris versicolor*. *Journal of Environmental Biology*, 27 (2), 293-298.

[146] Mshauri D. A., Mulungu D. M. M. e Abdulhussein B. S., (2000). Constructed wetland at the university of Dar es Salaam. *Water Research*, 34 (4), 1135-1144.

[147] Melián J. A. H., Araña J., González O. D., Aguiar M. E. B. e Doña J. M. R., (2009). Effect of stone filters in a pond–wetland system treating raw wastewater from a university campus. *Desalination*, 237, 277-284.

Capítulo 2

Materiais e métodos

2- MATERIAIS E MÉTODOS.

2.1- Instalación experimental.

A planta piloto foi construída no Monte da Fraga pola Vicerreitoría de Infraestruturas e Xestión Ambiental, como unha das unidades experimentais do proxecto de restauración do Monte da Fraga [1]. O conxunto da instalación amósase na Figura 2.1, e consta dun dixestor anaerobio de leito de lodos de fluxo ascendente (UASB das súas siglas en inglés “Upflow Anaerobic Sludge Blank”), cinco unidades de humidais construídos de fluxo horizontal subsuperficial (HC FHSS) e dúas unidades de humidais construídos de fluxo vertical (HC FV) en paralelo. A instalación foi completada con sistemas de bombeo e control de caudais polo grupo de investigación de Enxeñaría Química e Ambiental dentro do proxecto CTM2008-06676-C05.

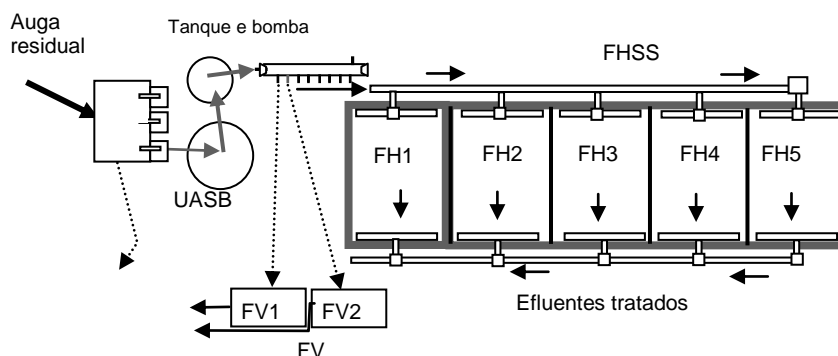


Figura 2.1. Planta piloto de A Zapateira, Campus da UDC.

Cada unha das unidades FH ten unha superficie de 12 m^2 (3 m ancho x 4 m longo) e un tamaño de grava entre 6 e 12 mm, cunha profundidade de 35 cm de grava e 30 cm de auga no extremo final (saída) e unha porosidade dun 46%. A base das balsas presenta unha pendente do 1% en caída desde a entrada á saída. As plantas empregadas nos humidais de fluxo horizontal foron o xunco (*Juncus effusus*), lirio (*Iris pseudacorus*), tifa (*Thypha latifolia*), e carrizo (*Phragmites australis*); todas elas autóctonas, foron obtidas de áreas marxinais da bisbarra coruñesa. Unha das cinco unidades (FH1) mantívose sen planta, a modo de control.

Pola súa banda, as unidades FV teñen unha superficie total de 3 m^2 (1,5 m ancho x 2 m longo), e consisten en recipientes de fibra de vidro de 1,5 m de altura. Cada unha das balsas FV conta con dúas capas diferenciadas en función do tamaño da grava de 20 e 80 cm de espesor. Así, no fondo da balsas colócase grava de 20 mm ata unha altura

Materiais e Métodos

de 20 cm, e no interior desta capa, dous tubos de drenaxe que conducen ó efluente fora da balsa. Encima desta capa colocouse un xeotéxtil aberto de separación, e á continuación outra capa de 80 cm. de area cun tamaño de grao de 1-3 mm para FV1 e de 3-6 mm para FV2, a porosidade calculada nestas circunstancias foi dun 28% para FV1 e 42% para FV2. Na etapa final de investigación engádesse por riba destas capas 10 cm. de area lavada previamente cun diámetro de 0-3mm co fin de mellorar a capacidade de retención e avaliar as diferenzas atopadas con respecto a estudos anteriores. O influente dirixiuse por gravidade desde o UASB ata unha cámara de carga, e dende esta mediante o emprego dunha bomba é dirixido directamente á entrada ou cabeceira, no caso dos HC FHSS, e ata un sifón autocebante que realiza unha adición intermitente de 3-4 veces ao día, no caso de HC FV.

Estas dimensións foron consideradas como as necesarias para o tratamento dos efluentes residuais dunha vivenda unifamiliar tipo. Así unha representación básica dos sistemas de tratamento combinado UASB-Humidal ilústrase na Figura 2.2, na que se indican algunhas das principais dimensións da instalación.

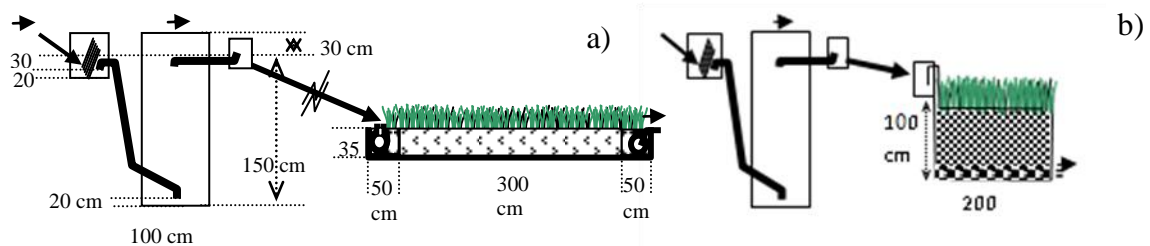


Figura 2.2. Esquema básico de UASB-Humidal para vivenda unifamiliar: a) HC FHSS_{12m²}, b) HC FV_{3m²}.

Como principais obxectivos desta investigación nas cinco unidades FH estudouse por comparación o efecto do tipo de planta macrófita empregada e nos dous FV estableceuse a comparación cos FH e máis entre os FV en función do tamaño da grava empregado como medio filtrante.

Como tratamento previo empregouse unha reixa de desbaste e un aliviadoiro con obxecto de retirar os sólidos de grandes dimensións como trapos, plásticos...etc., que quedan retidos na reixa de desbaste e aseguran un caudal constante e unha eliminación efectiva de caudal excedente a través do aliviadoiro. nos momentos puntuais de exceso de caudal na entrada. A auga residual procedía da facultade de Filoloxía, e incluía tanto augas sanitarias e da cafetería-comedor deste centro como augas pluviais e de escorrentía dos tellados e aparcadoiros contiguos a este centro.

2.2- Métodos de Análise.

Os métodos de análise aplicados poden ser divididos en dúas categorías:

2.2.1- Análises ou determinacións “in situ”:

- pH
- Osíxeno disolvido
- Condutividade
- Potencial redox (ORP)
- Temperatura.

Nestes casos trátase de medidas sinxelas que requiren única e exclusivamente os eléctrodos específicos en cada caso ben acondicionados e previamente calibrados, así empregáronse os seguintes eléctrodos:

2.2.1.1- *pH e potencial redox*: eléctrodo “pH & redox 26” de Crison con sonda multiparamétrica 5045 de Crison e patróns de calibración de 4.01, 7.00 e 9.21 de Crison para pH e patrón de verificación de +220 mV para potencial redox.

2.2.1.2- *Osíxeno disolvido*: eléctrodo “Digital professional series ProODO” de YSI con disolución cero de osíxeno HI 7040 de Hanna.

2.2.1.3- *Condutividade*: eléctrodo “COND600” de Eutech instruments e patróns de calibración de 147 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 12.88 mS/cm e 111.8 mS/cm de Crison.

2.2.1.4- *Temperatura*: termómetro dixital de -50 a 150 °C.

2.2.2- Análises ou determinacións en laboratorio.

Os métodos analíticos empregados foron en xeral os indicados no *Standard Methods* (APHA, 1995).

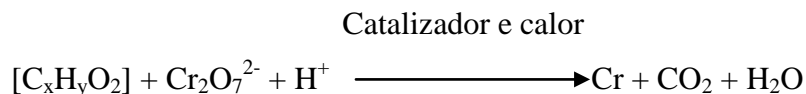
2.2.2.1- *Demanda Química de Osíxeno (DQO)* (*Standard Methods* (APHA, 1995), 5220).

De forma xeral, a Demanda Química de Osíxeno (DQO) é a cantidade de osíxeno necesaria para oxidar a fracción orgánica dunha mostra (auga natural, residual municipal ou industrial) que é susceptible de reaccionar con oxidantes fortes, como o dicromato potásico en disolución ácida.

O ensaio debe facerse a temperatura elevada (150 °C) [2]. Para facilitar a oxidación de certas clases de compostos orgánicos necesítase un catalizador (sulfato de

Materiais e Métodos

prata). A reacción principal con dicromato como axente oxidante pode ser representada dun modo xeral pola seguinte ecuación:



Sométese a mostra a unha dixestión con exceso de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). Despois da dixestión, o dicromato de potasio non-reducido que queda, determínase pola valoración con sulfato de amonio ferroso.

Reactivos

1. Solución dixestora ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 + \text{HgSO}_4$ en H_2SO_4).
2. Solución catalítica (Ag_2SO_4 en H_2SO_4).
3. Solución valoradora de sulfato de amonio ferroso en H_2SO_4 (FAS).
4. Solución patrón de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$).
5. Disolución indicadora de ferroína.

Material

1. Tubos de dixestión de vidro Pírex e de 16x100 mm, con tapóns de rosca de baquelita previamente selada con cinta de Teflón, para evitar o ataque da solución oxidante ó tapón.
2. Dispensador automático (1-10 mL).
3. Axitador ou vórtex.
4. Bloque de dixestión a 150°C.
5. Micropipetas (1-10 mL) e de menor volume se fose necesario facer dilucións coas correspondentes puntas de pipeta.
6. Matraz erlenmeyer (100 mL), imán, varilla imantada, bureta (25 mL), axitador magnético, vaso de precipitados de plástico para residuos, etc., para a retrovaloración.

Procedemento

1. Tómanse nos tubos de dixestión 2.5 mL de mostra con micropipeta (con valor de DQO inferior a 900 mg/L recorrendo á dilución se fose necesario) e de forma simultánea prepárase tamén un branco con 2.5 mL de auga destilada.

Materiais e Métodos

2. A cada un dos tubos engádeselle 1.5 mL de solución dixestora e 3.5 mL de solución catalítica cos dispensadores automáticos de cada disolución.
3. Cérranse os tubos co tapón roscado, despois do selado con Teflón e tras axitación vigorosa mantéñense un mínimo de 2 horas a 150°C no dixestor, a continuación déixanse arrefriar a temperatura ambiente.
4. Emprégase a solución de FAS para valorar as mostras e branco. Por outra banda, engádesse 10 mL da solución patrón de dicromato a unha mestura 10 mL de auga destilada e 10 mL de ácido sulfúrico ó 98% xa arrefriado. Valórase coa disolución da que se quere determinar a súa normalidade. Este procedemento debe realizarse cada vez que se fagan as determinacións de DQO, debido a que a súa normalidade pode variar co tempo.

O valor da DQO exprésase en mg de O₂/L e ven determinado pola seguinte expresión:

$$DQO = ((B-A)*N*8000)/2.5 \quad [\text{Ec. 1}]$$

Onde,

B son os mL de solución valoradora consumidos polo branco.

A son os mL de solución valoradora consumidos pola mostra.

N é a normalidade da solución valoradora e é calculada mediante a seguinte expresión:

$$N = (10*0.003)/C \quad [\text{Ec. 2}]$$

Onde,

C son os mL de solución FAS consumidos na súa valoración.

Se os valores da DQO resultan moi reducidos, menores de 50 mg/L, realízase este ensaio cunha adaptación do método, consistente na elaboración e emprego de dilucións 1:4 da disolución dixestora e do FAS. No caso contrario, elevadas concentracións de carga orgánica, fanse dilucións directas das mostras nos 2.5 mL empregados no ensaio.

Materiais e Métodos

2.2.2.2- *Demanda Biolóxica de Osíxeno (DBO₅) (Standard Methods (APHA, 1995), 5210).*

Defínese a Demanda Biolóxica de Osíxeno (DBO) como a cantidade de osíxeno usada polos microorganismos no proceso de degradación bioquímica da materia orgánica presente na auga.

Os microorganismos aerobios que viven na auga, ante a presenza de materiais nutritivos, intentan aproveitar ó máximo as circunstancias ambientais e abastecerse do osíxeno imprescindible para a súa actividade vital. Estes procesos pódense expresar mediante a seguinte ecuación:



O osíxeno disolvido na auga e a cantidade de elementos nutritivos son factores límite para o crecemento dos microorganismos, e debe terse en conta que a variación no contido de osíxeno é función da cantidade e o carácter da materia orgánica. Así mesmo, o tipo e número de microorganismos presentes é un factor importante.

A DBO nas augas residuais é debida a tres clases de materias:

- Orgánicos carboníceos utilizados polos organismos aerobios como fonte de alimento.
- Nitroxenados derivados do nitrito, o amonio e os compostos orgánicos do nitróxeno (específicos de bacterias como *Nitrosomas* e *Nitrobacter*).
- Inorgánicos Fe^{2+} , SO_3 , S^{2-} , etc., que oxidan ó osíxeno disolvido.

A determinación da DBO pode comprender tanto a DBO carbonosa (DBOc) como a non-carbonosa. Nas augas procedentes dun tratamento primario, non hai un gran número de bacterias nitrificantes que poidan oxidar o amonio. En canto á DBO nitroxenosa (DBOn) acostuma a exercer a partir do 5º día.

En xeral, o que interesa é obter a DBOc. O valor da DBO límite conséguese aproximadamente ós 20 días nas condicións do ensaio estándar. Na práctica procúrase utilizar a DBO ós 5 días (DBO₅), que alén diso constitúe o parámetro normativo para os límites de vertedura de augas residuais tratadas. No caso de que se sospeitase que a DBO nitroxenosa pode aparecer antes de 5 días, hai que inhibir o proceso cun inhibidor de nitrificantes como 2-cloro-6-triclorometilpiridina ou no noso caso N-aliltiourea [3], para que a determinación de DBOc sexa efectiva.

Materiais e Métodos

Reactivos

1. Hidróxido sódico en escamas.
2. Nutrientes (micro e macronutrientes): CaCl_2 , FeCl_3 , MgSO_4 e tampón fosfato.
3. Disolucións 1N de NaOH e HCl para neutralizar o pH da mostra entre 6.5-7.5 se fose necesario.

Material

1. Aparato manométrico para a determinación de DBO pertencente á casa Velp Scientifica SRL, que consta dunha base metálica acondicionada cun motor que acciona o sistema de axitación, botellas de 500 mL de vidro afumado (para evitar o paso de luz), capuchón para a deposición de NaOH por botella e manómetros individuais que posibilitan a lectura da DBO diaria e DBO_5 mantendo os valores ata o momento da nova calibración.
2. Probeta de plástico de 500 mL.
3. Micropipetas (100-1000 μL) coas correspondentes puntas de pipeta.
4. Espátula.
5. Cámara de 20°C.

Procedemento

1. Non se emprega auga de dilución nin inóculo, por considerar que as augas residuais urbanas, así como os afluentes tratados, conteñen suficiente cantidade de microorganismos e de elementos nutrientes.
2. Xeralmente a DBO esperada atópase entre o 50 ou 60% da DQO, de xeito que unha vez determinada a DQO farase a estimación teórica de DBO e tendo en conta o manual do equipo manométrico tomarase un ou outro volume en función da DBO esperada, así:

Escala (mg O_2/L)	Volume de auga na botella (mL)
A:O \div 1000	100
B:O \div 600	150
C:O \div 250	250
D:O \div 90	400

Para concentracións maiores o equipo admite dilucións.

Materiais e Métodos

3. O volume específico é tomado coa probeta e vértese sobre a botella de vidro afumado, na que xa se atopa o imán, e na que a continuación son adicionados con micropipeta os micronutrientes e macronutrientes na concentración de 1 mL/L, deixase axitando no bloque magnético para que acade a temperatura da cámara de 20°C, ponse sobre a botella o capuchón e engádese con axuda dunha espátula a NaOH necesaria, sobre a botella enróscase a cabeza manométrica que se programa para comezar a toma de datos.

2.2.2.3- *Sólidos en suspensión totais e volátiles. (Standard Methods (APHA, 1995), 2540).*

Os sólidos en suspensión totais son os que quedan como residuo no filtro despois da evaporación da auga a 110 °C. O quentamento a 550 °C permite determinar os sólidos en suspensión volátiles (SSV) ou sólidos volátiles por diferenza con respecto ós sólidos totais no mesmo filtro.

A determinación tanto de sólidos en suspensión totais como de sólidos en suspensión volátiles son de importancia para definir a calidade da auga e tamén os efectos do seu tratamento. As fraccións fixa e volátil dan unha boa idea sobre o tipo ou a orixe da contaminación da auga, especialmente á hora de discernir en qué medida intervén a materia orgánica contida nela.

Material

1. Equipo de filtración a baleiro, consistente en bomba de baleiro, matraz kitasato, funil de vidro, placa porosa e pinzas de sujeción.
2. Filtros de microfibras de vidro de 47 mm de diámetro e 1.2 µm de diámetro de poro.
3. Crisois de porcelana resistentes a 550 °C.
4. Estufa.
5. Mufla.
6. Disecador.
7. Balanza analítica.
8. Axitador magnético e imán.
9. Probeta de plástico de 250 mL.

Materiais e Métodos

Debemos ter en conta que, ao empregar un filtro de 1.2 µm de diámetro de poro, estamos a determinar exclusivamente os sólidos en suspensión sen incluír os de tipo coloidal, que teñen un tamaño de partícula inferior.

Procedemento

1. O filtro de microfibra de vidro é acondicionado durante ½ h na mufla a 550°C e 1 hora no desecador previo á filtración e o seu peso en balanza analítica é determinado en gramos (M1).
2. Un determinado volume de mostra (V) (previamente medido e tomado con axitación para asegurar a homoxeneidade) é filtrado a través do filtro, (previamente acondicionado e pesado en balanza analítica), disposto no montaxe de filtración a baleiro.
3. O filtro sécase en estufa a 100°C para asegurar a correcta evaporación da auga ata peso constante (comprobouse que unha hora de secado era suficiente para a eliminación completa de humidade), a continuación deixase acadar temperatura ambiente no desecador durante unha hora e pésase en balanza analítica en gramos (M2) para determinar os SST, segundo a seguinte expresión:

$$\text{SST (mg/L)} = ((M1-M2)/V)*10^6 \quad [\text{Ec. 3}]$$

4. O filtro mantense durante ½ hora a 550 °C en mufla e unha hora en desecador para ser pesado con posterioridade (M3) e proceder así á determinación de SSV por diferenza e segundo a seguinte expresión:

$$\text{SSV (mg/L)} = ((M2-M3)/V)*10^6 \quad [\text{Ec. 4}]$$

Nas ARU con concentracións de 100 a 500 mg/L de sólidos en suspensión sería suficiente filtrar 100 mL de mostra, en concentracións menores dos mesmos, habería que aumentar o volume filtrado ou concentrala mostra por centrifugación. No caso concreto que se desenrola no presente traballo de tese, na meirande parte das ocasións o contido en sólidos en suspensión é inferior a 100 mg/L de xeito que se estandariza o método filtrando 100 mL de auga residual nas mostras de entrada (de maior concentración en sólidos en suspensión) e 200 mL nas mostras dos efluentes.

Materiais e Métodos

2.2.2.4- *Elementos nutrientes: Fósforo total e Fósforo como Fosfatos (PO_4^{3-}) (Standard Methods (APHA, 1995), 4500).*

O fósforo atópase nas augas residuais case exclusivamente en forma de fosfatos, clasificados en ortofosfatos, fosfatos condensados, piro, meta e outros polifosfatos, e os ligados organicamente. O análises de fósforo inclúe dous pasos que son a conversión da forma fosforada en ortofosfato disolvido e a determinación colorimétrica do ortofosfato disolvido. A filtración a través dun filtro de membrana de 0.45 μm de diámetro de poro separa as formas disolvidas do fósforo das suspendidas. Os fosfatos que responden ás probas colorimétricas sen hidrólise ou dixestión oxidante previas na mostra denomínanse “fósforo reactivo”. A hidrólise ácida á temperatura de ebulición da auga transforma os fosfatos condensados, disolvidos e en partículas, en ortofosfato disolvido. A hidrólise libera inevitablemente algo de fosfato a partir dos compostos orgánicos; pero pode reducirse ó mínimo facendo unha boa selección do ácido e do tempo de hidrólise. Tanto o fósforo total como as fraccións disolvida e suspendida poden dividirse analiticamente nos tres tipos: reactivo, hidrolizable con ácido e fósforo orgánico. Os métodos de análise do mesmo son fundamentalmente métodos de dixestión, métodos colorimétricos ou unha combinación de ambos.

Fósforo Total:

Este análise consiste fundamentalmente nunha dixestión ácida co fin de dixerir todo o fósforo a ortofosfatos e seguir unha determinación colorimétrica posterior baseada en que en solución sulfúrica os ións ortofosfato forman cos ións molibdato, ácido molibdofosfórico. Este último, con ácido ascórbico, redúcese a azul de fosfomolibdeno que se determina fotométricamente a 690 nm de lonxitude de onda. Este procedemento é análogo a EPA 365.2+3, US Standard Methods 4500-P E e ISO 6878 e lévase a cabo seguindo o procedemento indicado nas instrucións do kit Spectroquant, “Phosphate cell test, method: photometric, PMB” de Merck. Dito procedemento é aplicado tamén para os patróns de calibración no rango (0-10 mg/L) con obxecto de constituír a curva de calibrado.

Fósforo como Fosfatos ($P-PO_4^{3-}$):

O principio deste método é a formación de ácido molibdofosfórico que se reduce con cloruro estannoso a azul de molibdeno de cor intenso e que se determina por

Materiais e Métodos

espectrofotometría visible. Este método posibilita determinar e cuantificar concentracións de fósforo superiores a 7 ppb.

Reactivos

1. Molibdato amónico en ácido sulfúrico (25 g de molibdato en 280 ml de ácido e a 1 L con auga)
2. Cloruro de estaño en glicerina (2.5 g de cloruro en 100 mL de glicerina)
3. Disolución nai patrón de 50 ppm de Fósforo a partir de KH_2PO_4 .

Material

1. Filtros de nitrato de celulosa de 0.45 μm de diámetro de poro.
2. Tubos de ensaio de 30 mL.
3. Micropipetas de 1-10 mL e 100-1000 μL coas puntas de pipeta adecuadas.
4. Espectrofotómetro UV-vis Perkin-Elmer Lambda 11 a unha lonxitude de onda de 690 nm.
5. Cubeta de cuarzo para espectrofotómetro.
6. Frasco contagotas
7. Axitador ou vórtex.
8. Vaso de precipitados de plástico para residuos.

Procedemento

1. Tómanse segundo o método empregado 25 mL de mostra filtrada previamente por filtro de 0.45 μm (poderanse facer as dilucións axeitadas segundo conveña, no noso caso concreto 12.5 mL de mostra e 12.5 mL de auga destilada) coa micropipeta e nos tubos de ensaio e, de igual xeito se fai con auga destilada para constituír o branco.
2. Sobre as mostras engádese 1 mL de molibdato amónico con micropipeta e dúas gotas de cloruro de estaño.
3. As mostras son axitadas en vórtex e tras 10 minutos de reacción é determinada a súa absorbancia a 690 nm no espectrofotómetro UV-vis.
4. Previa realización dun calibrado de 0.2 a 2.4 mg/L de PO_4^{3-} polo mesmo método (sendo estas concentracións as axeitadas para unha ARU diluída como é o noso caso), os resultados de absorbancia obtidos para as mostras son procesados en follas de cálculo para obter a concentración final de Fósforo como Fosfatos en mg/L.

Materials e Métodos

Un exemplo dos calibrados empregados para a cuantificación de Fósforo Total e Fósforo como Fosfatos son os que se amosan na Figura 2.3.

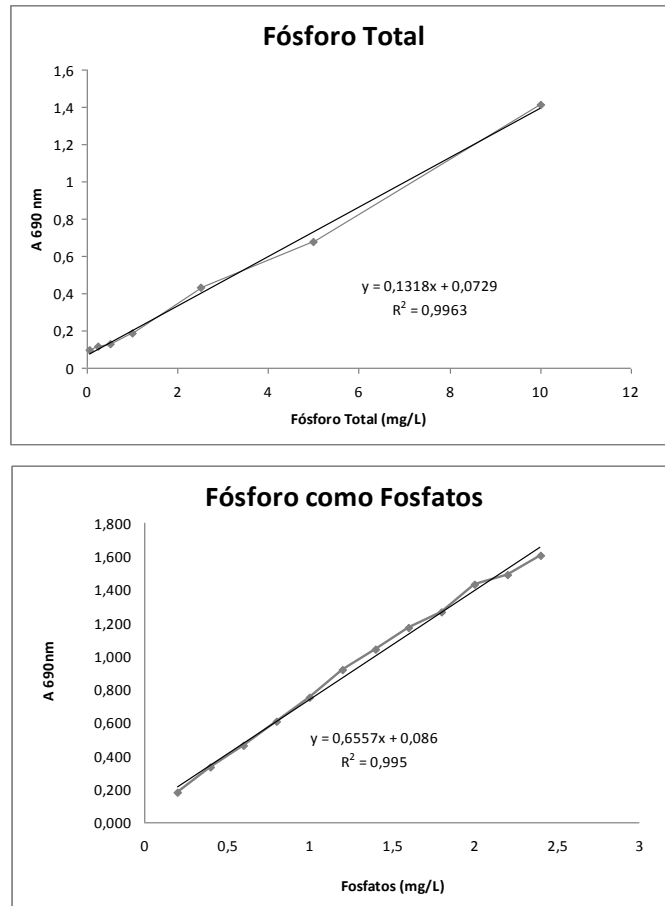


Figura 2.3. Exemplos de rectas de calibración para a determinación de Fósforo Total e Fosfatos.

2.2.2.5- *Elementos nutrientes: Nitróxeno total Kjendhal, Nitróxeno como Amonio (NH_4^+) e Nitróxeno como Nitritos e Nitratos (NO_2^- e NO_3^-).*(Standard Methods (APHA, 1995), 4500).

Nitróxeno total Kjendhal: [NTK]

Baixo a denominación de nitróxeno total Kjendahl (NTK) inclúense o nitróxeno como amonio e os compostos nitroxenados de tipo orgánico, a excepción de aqueles que se atopan en forma de azida, azina, azo, hidrazona, nitrito, nitrato, nitrilo, nitroso, oxima e simicarbazona.

Este método permite transformar o nitróxeno presente nas mostras de orixe biolóxico en amonio e a determinación deste por medio dunha simple volumetría ácido-base. O método consta basicamente de dúas etapas, na primeira etapa a mostra é carbonizada debido á acción dunha mestura ácida quente de xeito que o ácido sulfúrico

Materiais e Métodos

empregado se reduce gradualmente a dióxido de xofre e auga, o carbono e o hidróxeno da materia orgánica oxídanse a dióxido de carbono e auga e o nitróxeno transfórmase en sales amónicas, empregándose o selenio como catalizador e a mestura de sulfato de cobre e sulfato de potasio para elevar o punto de ebulición da mestura líquida, e na segunda etapa unha adición de NaOH transforma ó amonio en amoníaco (facilitando a súa desorción e posterior arrastre na fase vapor) que é recollido sobre unha disolución de ácido bórico e posteriormente valorado cunha disolución de ácido clorhídrico de concentración coñecida e empregando como indicador unha mestura de verde de bromocresol e laranxa de metilo.

Reactivos

1. Disolución dixestora ácida (H_2SO_4 96%: H_3PO_4 85%, 9:1).
2. Catalizadores: (Mestura de sulfato potásico e sulfato de cobre (1:9) e Selenio comercial).
3. NaOH (320 g/L).
4. H_3BO_3 (20 g/L).
5. HCl (0.01 N).
6. Indicador Kjendhal (mestura de verde de bromocresol e laranxa de metilo).

Material

1. Incubador ou Dixestor Kjendhal Büchi 435 e o seu equipamento correspondente.
2. Destilador Kjendhal “Distillation Unit B-324 Büchi” e o seu equipamento correspondente.
3. Pipetas de vidro de 50 mL.
4. Dispensador automático (1-10 mL).
5. Espátula.
6. Axitador magnético e imán.
7. Matraces erlenmeyer de 250 mL.
8. Imán, varilla magnética, vaso de precipitados de plástico para residuos, bureta, etc., para a valoración.

Materiais e Métodos

Procedemento

1. Tómanse 50 mL de mostra bruta (V1) completamente homoxeneizada mediante axitación e con axuda dunha pipeta de vidro. Estes 50 mL lévanse ós tubos do dixestor Kjendhal.
2. Engádense a cada tubo 15 mL da disolución ácida e unha punta de espátula de cada un dos catalizadores.
3. As mostras son dixeridas no incubador durante un mínimo de catro horas con obxecto de que todo o nitróxeno da mostra exceptuando as formas de nitratos e nitritos, azinas..... pasen a amonio.
4. As mostras son destiladas no destilador Kjendahl.
5. O destilado é valorado con HCl 0.1 N (N) tomando nota do volume de ácido consumido (V2) e o Nitróxeno Total Kjendhal é calculado segundo a seguinte expresión:

$$\text{NTK (mg/L)} = (\text{V2} \cdot \text{N} \cdot 14000) / \text{V1} \quad [\text{Ec. 5}]$$

Para dita determinación de Nitróxeno Total polo método exposto foron realizados estudos de reproducibilidade empregando como mostras dilucións de cantidades coñecidas de nitróxeno total (nitróxeno como amonio unicamente en auga destilada) tanto para o sistema con dixestión como sen dixestión. Tales resultados son expostos na Figura 2.4.

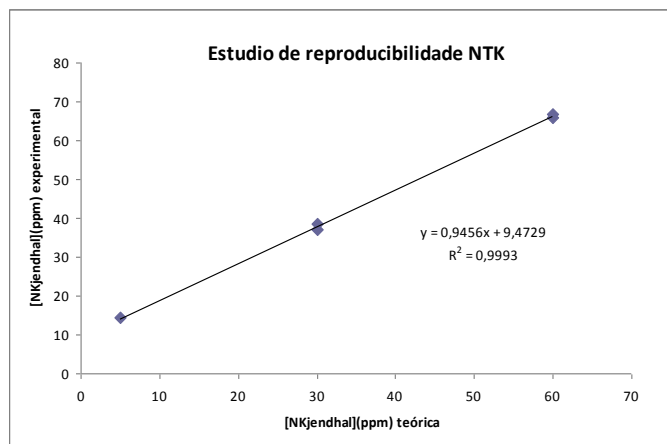


Figura 2.4. Estudos de reproducibilidade de NTK.

Materiais e Métodos

Destes estudos obtense a conclusión de que o método empregado presenta un error tanto máis elevado canto menor é a concentración de NTK na mostra estudada, como cabía esperar, ó tempo que permite obter os distintos intervalos de error asociados a concentracións de NTK específicas nas mostras estudadas.

Nitróxeno como NH_4^+ : [N- NH_4^+]

O amonio é determinado por unha medición sinxela con eléctrodo selectivo (Crison 9663) facendo previamente un calibrado dende 1 ata 100 ppm ou mg/L (ou 150 mg/L se se esperan mostras de elevada concentración) con dilucións a partir dunha disolución nai de 0.1M NH_4Cl e empregando $MgSO_4$ como axustador da forza iónica, seguindo o procedemento básico do funcionamento de dito eléctrodo indicado nas instrucións do mesmo e empregando o material específico. Sobre un volume de 50 mL de mostras e de disolucións de calibrado (dependendo do caso) engádese un volume do 10% do axustador de forza iónica previamente preparado e determínase o potencial indicado polo eléctrodo. Os resultados adquiridos coas disolucións de calibrado permiten facer a recta de calibrado e obter a ecuación que con posterioridade nos permitirá determinar a concentración de amonio nas mostras en función do potencial dado polo eléctrodo.

Materiais e Métodos

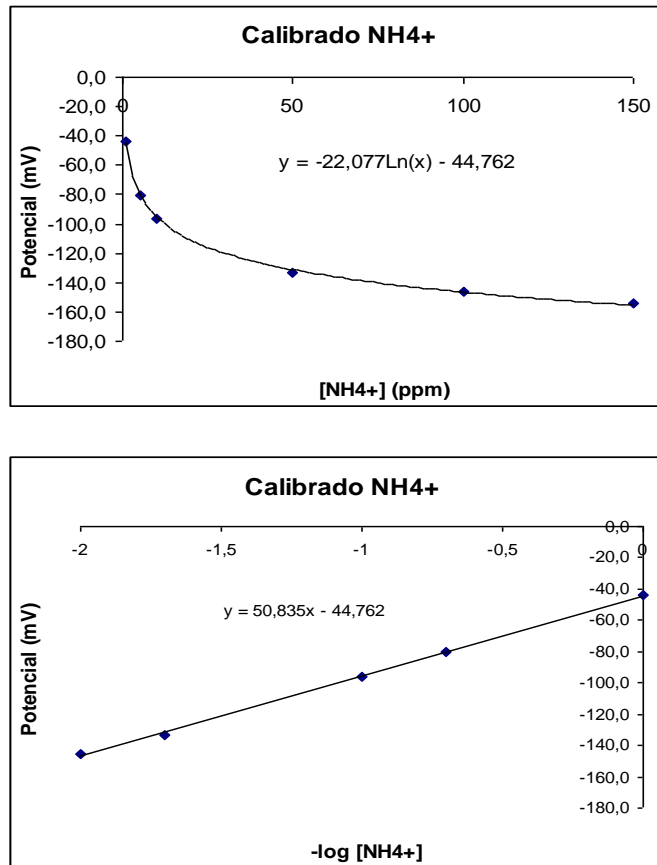
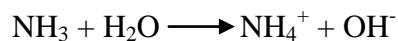


Figura 2.5. Curvas de Calibrado para a determinación de amonio con eléctrodo de ión selectivo.

O principio de funcionamento do eléctrodo selectivo consiste no seguinte: o amoníaco atópase en disolucións acuosas nas formas de $NH_{3(aq)}$ e NH_4^+ . A especie $NH_{3(aq)}$ difunde a través da membrana selectiva do eléctrodo hacia unha disolución interna de NH_4Cl onde se establece o equilibrio químico:



De xeito que se ten que cumprir que $[NH_4^+][OH^-] = k [NH_3]$, como a disolución de NH_4Cl é o suficientemente concentrada pódese considerar que a $[NH_4^+]$ é constante, de modo que $[OH^-] = [NH_3] k$.

A sonda interna do eléctrodo detecta o potencial redox (E) que é función da $[OH^-]$, así:

$$E = E^0 - k \ln [OH^-] \quad [\text{Ec. 6}]$$

Materiais e Métodos

Como $[\text{OH}^-] \sim [\text{NH}_3]$, e tendo en conta o comportamento recto (cunha pendente B e unha ordenada na orixe A) nun determinado valor de concentracións podemos ter en conta que:

$$E = A - B \log [\text{N-NH}_3] \quad [\text{Ec. 7}]$$

Nitróxeno como nitritos e nitratos: $[\text{N-NO}_2^-]$ e $[\text{N-NO}_3^-]$

Para realizar esta determinación as mostras teñen que ser previamente filtradas a través de filtros acoplados a xeringa de $0,2\mu\text{m}$ de diámetro de poro, a continuación as mostras son analizadas por electroforese capilar. Esta técnica consiste en aplicar unha corrente eléctrica a un microcapilar, de forma que se crea un campo eléctrico que produce un fluxo electroosmótico e fai migrar as especies cargadas a distinta velocidade. As diferenzas de mobilidade das distintas especies no fluxo electroforético dependen fundamentalmente da carga das especies e das forzas de fricción, que están relacionadas coa forma e tamaño das mesmas así como coa viscosidade do medio.

Para esta determinación emprégase un equipo Hewlett Packard ^{3D}CE. O capilar empregado é de sílice fundida cunha lonxitude efectiva de 40 cm. e un diámetro interno de $50\mu\text{m}$. Como electrólito condutor da corrente utilízase unha disolución de fosfato de sodio (0.1M). A inxección da mostra efectúase por presión a 50 mbar durante 4 segundos. As determinacións son realizadas a un voltaxe de 30 kV con polaridade negativa e a unha temperatura de 30°C . A detección dos ións lévase a cabo a unha lonxitude de onda de 214 nm, empregando 450 nm como lonxitude de onda de referencia. A calibración efectúase con patróns de concentracións de nitrito e nitrato comprendidas entre 5 e 50 mgN/L*.

Outro método para a determinación de nitratos en augas residuais consiste na medida da absorbancia a 220 e 275 nm, tanto dos patróns preparados para constituír a recta de calibrado como da mostra en cuestión, unha vez determinadas as absorbancias a partir dun Espectrofotómetro UV-vis Perkin-Elmer Lambda 11 as concentracións de nitratos son determinadas polo cálculo da denominada Absorbancia real como se indica:

$$A_{\text{real}} = A_{220} - 2 * A_{275} \quad [\text{Ec. 8}]$$

*As análises realizadas mediante este método foron levadas a cabo por persoal do Grupo de Investigación de Enxeñería Ambiental da UDC baixo a dirección da profesora M^oCarmen Veiga.

Materiais e Métodos

Esta técnica debe ser empregada soamente para mostrás con moi baixo contido de materia orgánica, é dicir, augas naturais non contaminadas e subministro de auga potable. A curva de calibrado de nitratos verifica a lei de Beer ata os 11 mgN/L. Dado que a materia orgánica disolta poder absorber tamén a 220 nm ó igual que os nitratos pero alén diso absorbe a 275 nm, a medida da absorbancia UV a 220 nm fai posible a rápida determinación de nitratos. Porén, cando a corrección da absorbancia supera o 10 por 100 da lectura a 220 nm non se debe empregar este método.

2.2.2.6- Microorganismos patóxicos.

As mostrás para a determinación de microorganismos patóxicos son tomadas de forma puntual en material completamente estéril e entregadas directamente ó laboratorio de microbioloxía* para a determinación de Coliformes Totais, Coliformes Fecais (nos que unha porcentaxe aproximada ó 100% pertence a *E. Coli*), Enterococos Fecais e *Clostridium Perfringes*. A determinación levada a cabo consiste nunha filtración por membrana estéril de 0.45µm de diámetro de poro (empregando dilucións se resulta necesario) seguida polo cultivo en placas con medio selectivo e diferencial (en función da coloración) e a distinta temperatura en función do microorganismo a determinar, así: Coliformes Totais cultívase a 37°C no medio Endo, Coliformes Fecais cultívase a 44 °C no medio m-Fc, Enterococos Fecais cultívase a 37°C no medio KF-Streptococcus e Clostridium Perfringes cultívase a 37 °C no medio sps. Finalmente efectúase o recuento ou contaxe visual ou con lupa das colonias da placa. No caso de que sexa necesario realizar dilucións, o número de colonias multiplica-se polo factor de dilución empregado segundo a fórmula indicada a continuación:

$$C = (\text{n}^\circ \text{ de colonias/ml de mostra filtrada}) * 100, \quad [\text{Ec. 9}]$$

onde C é o número de colonias por 100 mL.

*As análises realizadas mediante este método foron levadas a cabo polo persoal do Grupo de Investigación de Microbioloxía da UDC baixo a dirección do profesor Enrique Torres.

Materiais e Métodos

2.2.2.7- Fenois.

Os fenois, definidos como hidroxiderivados do benceno e os seus núcleos condensados, poden aparecer nas augas residuais domésticas e industriais, nas augas naturais e nos suministros de auga potable. A cloración de tales augas pode producir clorofenois olorosos e que producen mal sabor.

Os fenois caracterízanse por presentar absorción a 270 nm polo que para a súa determinación se emprega unha recta de calibrado comprendida entre 1-100 mg/L (podendo axeitarse ós valores de fenois nas augas analizadas) e a determinación ten lugar no espectrofotómetro UV-vis Perkin-Elmer Lambda 11.

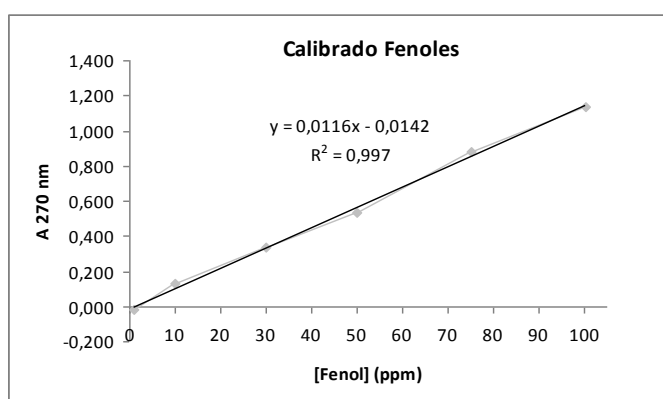


Figura 2.6. Curva de Calibrado para a determinación de fenois.

2.2.2.8- Aniões (Cloruro, Bromuro, Fluoruro e Sulfatos).

O bromuro atópase, de forma xeral, en cantidades variables nas augas subterráneas e superficiais das zonas costeiras, como resultado da intrusión da auga do mar e as precipitacións afectadas pola súa pulverización. O contido en bromuro das augas e correntes profundas pode verse afectado polas augas naturais. As verteduras salinas industriais e de campos petrolíferos poden contribuír ó bromuro das fontes de auga. En circunstancias normais, a maioría das augas potables conteñen moi pouco bromuro, que rara vez supera 1 mg/L. Pola contra o cloruro é un dos aniões inorgánicos principais nas augas naturais e residuais. A concentración de cloruros é maior nas augas residuais que nas naturais, debido a que o cloruro de sodio (NaCl) é común na dieta e pasa inalterado a través do sistema dixestivo. Un contido elevado de cloruro pode danar as conducións e estruturas metálicas e prexudicar tamén ó crecemento vexetal. O fluoruro pode aparecer naturalmente na auga ou pode presentarse en cantidades maiores asociadas esta ó emprego de compostos fluorados na medicación sanitaria, cando estas cantidades exceden os límites recomendados (10 mg/L) pode producirse fluorosis polo

Materiais e Métodos

que a determinación e control de fluoruros é importante nas augas residuais. Os sulfatos distribúense amplamente na natureza e polo tanto, pode presentarse tamén en augas naturais en concentracións que van dende poucos a varios miles de miligramos por litro.

Para a determinación de anións é necesario filtrar as mostras previamente por filtro de 0.45 μm de diámetro de poro e a continuación efectúase a determinación de anións mediante Cromatografía iónica no Cromatógrafo 850 Professional IC (Methrom).

2.2.2.9- Metais pesados (disoltos e totais).

Os efectos dos metais en augas potables e residuais poden ser beneficiosos, tóxicos ou simplemente molestos. Algúns metais resultan esenciais, mentres que outros poden prexudicar ós consumidores da auga, ós sistemas de tratamento de augas residuais e ás augas de depósitos. En moitos casos o potencial beneficio ou risco dos mesmos depende das concentracións. Os metais pesados poden clasificarse en metais disoltos e totais, os primeiros son os compoñentes metálicos dunha mostra sen acidular que pasan a través dun filtro de membrana de 0.45 μm e os segundos son os determinados nunha mostra sen filtrar ou a suma das concentracións de metais nas fraccións disolta e suspendida.

Para a determinación de metais pesados é menester acondicionar previamente o material de recollida das mostras lavándoo durante 24 horas con HNO_3 5%. Posteriormente as mostras para a determinación de metais pesados disoltos son filtradas a través de filtro de 0.45 μm de diámetro de poro e conservadas con 1% HNO_3 . Para a determinación de metais pesados tanto totais como disoltos emprégase a Espectrometría de plasma-Masas (ICP-MS).

2.2.2.10- Alcalinidade.

A alcalinidade dunha auga é a súa capacidade para neutralizar ácidos e constitúe a suma de tódalas bases titulables. O valor medido pode variar significativamente co pH de punto final empregado. A alcalinidade é importante en moitos usos e tratamentos de augas naturais e residuais, en augas de superficie depende fundamentalmente do seu contido en carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, polo que se pode tomar como indicador destes compoñentes. As augas residuais domésticas teñen unha alcalinidade menor (ou só lixeiramente superior) que a de subministro. Neste caso específico a alcalinidade determínase como mg CaCO_3/L mediante unha reacción de valoración

Materiais e Métodos

ácido-base na que se determina o ácido consumido (neste caso HCl) ata acadar o pH de 4,3.

2.2.2.11- Actividade metanoxénica e biodegradabilidade anaerobia.

A etapa metanoxénica é, de forma xeral, a etapa máis importante na culminación do proceso anaerobio, polo que o test de actividade metanoxénica é un método idóneo para estudar a capacidade do lodo para levar a cabo dita etapa. Estes ensaios permiten determinar a actividade metanoxénica específica dun lodo anaerobio e estimar, polo tanto, o contido en bacterias metanoxénicas do mesmo.

Distintas capacidades de lodos anaerobios poden verse en estudos detallados para lodos de distintas procedencias [4] na Táboa 2.1.

Táboa 2.1. Actividade metanoxénica e concentración de SSV en lodos anaerobios de distintas fontes.

Tipo de lodo	Actividade metanoxénica gDQO _{CH4} /gSSV*d	Concentración gSSV/L
Lodo granular	0.5 a 1.5	70 a 120
Lodo doméstico dixerido	0.02 a 0.20	15 a 40
Esterco dixerido	0.02 a 0.8	20 a 80
Esterco fresco	0.001 a 0.02	30 a 140
Tanque séptico	0.01 a 0.070	10 a 50
Lagoas anaerobias	0.030	30
Fangos de río	0.002 a 0.005	20 a 50

O control periódico da actividade do lodo permite detectar o deterioro do lodo, asociado isto á toxicidade, deficiencia de nutrientes, excesiva acumulación de sólidos, etc.,. En todos os ensaios anaerobios se subministran os nutrientes esenciais para o crecemento bacteriano co fin de evitar unha deficiencia dos mesmos e conseguir a eficiencia máxima de actividade do lodo.

Os ensaios de biodegradación permítennos coñecer a estabilidade dun lodo anaerobio, é dicir, se o lodo está moi mineralizado (estabilizado) ou pola contra ten unha alta cantidade de materia orgánica biodegradable susceptible da súa transformación en metano por parte das bacterias metanoxénicas. Estes ensaios realízanse da mesma forma que os ensaios de actividade metanoxénica, a diferenza de

Materiais e Métodos

que nos primeiros non se engade ningún substrato, posto que é o propio lodo o substrato que se vai transformando en metano.

Existen distintos métodos para a realización destes ensaios:

Método de desprazamento do líquido alcalino

Os ensaios lévanse a cabo en viais de 500 mL, empregándose un volume de 450 mL de mostra e mantéñense en cámaras ou baños termostatizados segundo a temperatura á que se queren realizar. Os viais ou dixestores conéctanse a un sistema de desprazamento de líquido para medir o gas producido. O gas producido no vial xera presión sobre un frasco invertido (frasco Mariotte) cheo dunha disolución de NaOH cunha concentración de 25 g/L. Desta forma mentres que o CO₂ orixinado é absorbido no medio básico dando lugar a carbonato o metano consegue alcanzar o espazo libre do frasco producindo o desprazamento dun volume do líquido equivalente ó metano xerado. Dito volume é recollido sobre unha probeta tomando a súa medición. A disolución de sosa empregada deberá ser reempresada cando o seu pH sexa inferior a 12.

Método de análise cromatográfica de fase gas

Os ensaios lévanse a cabo en viais de 126 mL para encapsular, empregándose un volume de 50 mL de mostra. Tales viais son mantidos á temperatura desexada en cámaras ou baños termostáticos e contan cun septo que permite a recollida de mostra no espazo de cabeza mediante o emprego de xiringas ó tempo que aseguran a hermeticidade do vial para evitar fugas do gas producido. A identificación e cuantificación do metano e dióxido de carbono xerados lévase a cabo mediante inxección de 0.5 mL do gas de espazo de cabeza nun cromatógrafo de gases con sistema de detección de captura térmica (CG/TCD). O detector TCD baséase na diferenza de condutividade térmica (cantidade de calor transmitida por unidade de tempo entre o gas portador e a mostra, situados a unha distancia unidade e cunha diferenza de temperatura entre eles de 1°C) entre o He e a mostra.

De forma previa á inxección das mostras é menester facer unha calibración destes gases nun amplo rango de calibrado e co maior número de puntos posibles. Esta calibración efectúase polo método de patrón externo empregando as dilucións axeitadas a partir dun gas de composición 35% CH₄, 35% CO₂ e 30% N.

Materiais e Métodos

Os calibrados establécense a baixas, medias e altas concentracións tanto para metano como para dióxido de carbono co obxectivo de posuir un amplo rango de concentracións viables. Para preparar os standards ou patróns extraese gas mediante unha bolsa Tedlar dunha bala coa seguinte composición química do gas: 35% CH₄, 35% CO₂ e 30% N₂ como se citaba anteriormente. Mediante transferencia das correspondentes cantidades de gas dende a bolsa Tedlar a viales de cristal de 125 mL co obxectivo de preparar patróns primarios de concentración 0,022%, 0,28% e 0,84% para metano e alén diso 2,8%, 8,4% e 19,6% para dióxido de carbono e inxectar cantidades variables de gas dende 0,2 mL a 1 mL obtéñense as curvas de calibrado total para cada compoñente como se amosa na Figura 2.7, pero tras a determinación das áreas asociadas ós gases emitidos no ensaio observamos que se atopan no rango baixo de concentración, de xeito que co obxecto de reducir ó máximo posible o error empregaremos curvas de calibrado feitas en rangos de de baixa concentración que cubran o rango de resultados obtidos para cada campaña. Un exemplo atópase recollido na Figura 2.8.

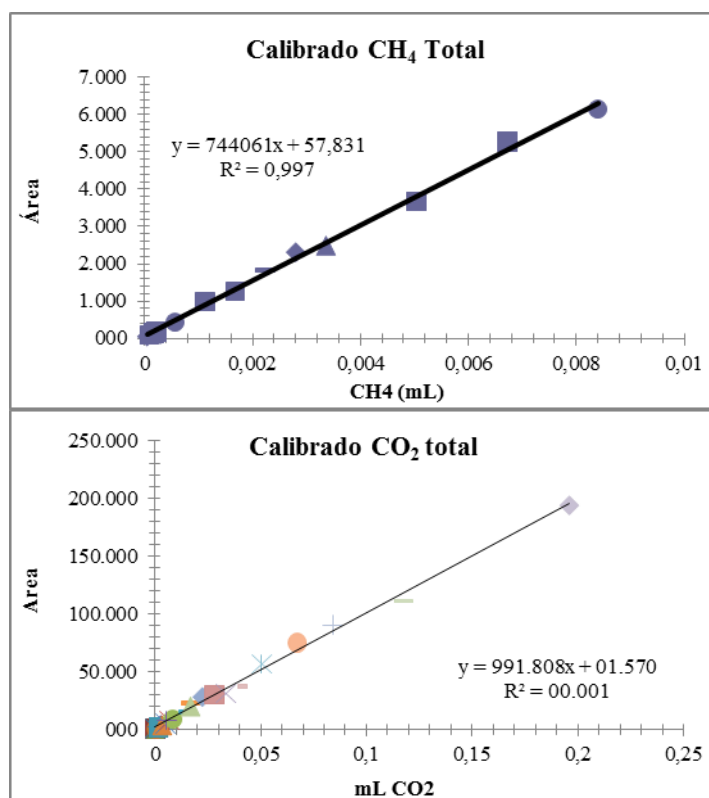


Figura 2.7. Rectas de calibrado para dióxido de carbono e metano.

Materials e Métodos

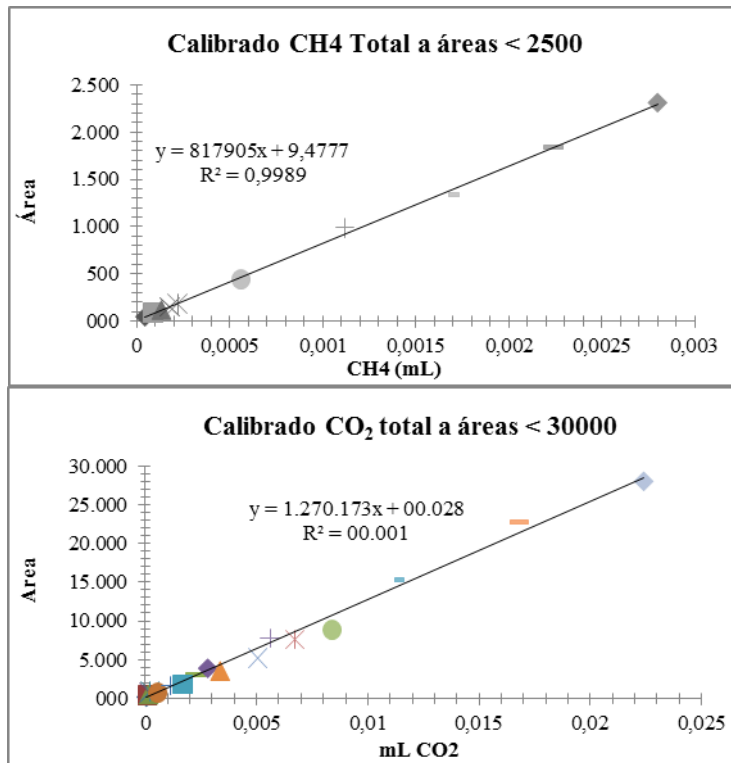


Figura 2.8. Rectas de calibrado para dióxido de carbono e metano con menor rango de calibrado.

O método de análise lévase a cabo nun equipo Hewlett Packard Series II 5890, empregando Helio (200KPa) como fase móbil e a un fluxo de 15 mL/min que atravesa unha columna PoraPak/Q 1,83 m x 24 mm (W 80/100) a unha temperatura máxima de 250°C. O sistema de inxección é manual e o volume de inxección empregado é de 0,5 mL a unha temperatura de inxección de 90°C. O forno do cromatógrafo require un tempo de equilibrado de 1 min e a unha temperatura máxima de 450°C. O programa de temperaturas do método cromatográfico consiste en manter o forno a 30°C durante 20 minutos. O sistema de detección empregado é un detector de condutividade térmica (TCD) a unha temperatura de 100°C. O detector TCD baséase na diferenza de condutividade térmica (cantidade de calor transmitida por unidade de tempo entre o gas portador e a mostra, situados a unha distancia unidade e cunha diferenza de temperatura entre eles de 1°C) entre o He e a mostra.

En ambos ensaios se toma o volume necesario de mostra para asegurar un contido final entre 2-3 mgSSV/L, facendo dilucións se fose necesario, sobre o volume de mostra engádese a cantidade necesaria de ácido acético neutralizado partindo dunha disolución nai de 100 g/L co fin de asegurar unha concentración final de 0,5g/L (só para ensaios metanoxénicos e non así para os ensaios de biodegradabilidade anaerobia). De igual modo, se engade a cantidade necesaria de micro e macronutrientes para

Materiais e Métodos

asegurar unha concentración final de 1mL/L e do axente redutor Na₂S· 9H₂O para conseguir unha concentración final do mesmo de 2mL/L a partir dunha disolución nai de 50g/L que deberá ser preparada no momento. A composición química das solucións de micro e macronutrientes é a seguinte:

Macro-nutrientes:

NH₄Cl 170 g/L

CaCl₂·2H₂O 8 g/L.

KH₂PO₄ 37 g/L.

MgSO₄·4H₂O 9 g/L.

Micro-nutrientes:

FeCl₃·4H₂O 2000 mg/L.

(NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O 90 mg/L.

CoCl₂·6H₂O 2000 mg/L.

Na₂SeO₃·5H₂O 100 mg/L.

MnCl₂·4H₂O 500 mg/L.

NiCl₂·6H₂O 50 mg/L.

CuCl₂·2H₂O 30 mg/L.

EDTA 1000 mg/L.

ZnCl 50 mg/L.

HCl 36% 1 mg/L.

H₃BO₃ 50 mg/L.

Resazurin 500 mg/L.

Finalmente o pH das mostras preparadas é axustado entre 6.9-7.0 con HCl ou NaOH segundo conveña e borbotéase nitróxeno na fase gas sobre a disolución co fin de acadar un ambiente anaerobio.

A actividade metanoxénica calcúlase e exprésanse da seguinte forma:

a) Método de desprazamento de líquido alcalino

$$\text{Act. (gDQO-CH}_4\text{/gSSV}\cdot\text{d)} = \text{Pte.m (mL CH}_4\text{/d)} / (385 \text{ mLCH}_4\text{/gDQO}\cdot 0,45 \text{ L}\cdot\text{[SSV]}) \quad [\text{Ec. 10}]$$

b) Método de análise cromatográfica de fase gas

$$\text{Act. (gDQO-CH}_4\text{/gSSV}\cdot\text{d)} = \text{Pte.m (mL CH}_4\text{/d)} / (376 \text{ mLCH}_4\text{/gDQO}\cdot 0,05 \text{ L}\cdot\text{SSV}) \quad [\text{Ec. 11}]$$

Materiais e Métodos

onde Pte.m se refire á pendente máxima da curva de produción de metano acumulado, o factor 385 ou 376 corresponde á conversión de volume de metano a DQO do metano (segundo as condicións de medida) [5] e SSV á concentración de lodos no ensaio. Alén diso, en ambos casos emprégase o valor do volume de ensaio (0,45 L e 0,05 L, respectivamente).

Para a biodegradabilidade anaerobia, empregouse o valor da produción específica de metano ou potencial metanoxénico, obtido a partir da produción acumulada final de metano (V_{CH_4}), da seguinte forma (Método de análise cromatográfica de fase gas) [5]:

$$\text{Potencial metanoxénico (gDQO-CH}_4\text{/gSSV)} = (V_{CH_4}/376) / (0,05 \text{ L} * \text{SSV}) \quad [\text{Ec. 12}]$$

2.2.2.12- Hidrocarburos.

Os Hidrocarburos son lixeiramente solubles, neurotóxicos e causan cancro [6] e a súa presenza nas augas residuais ven asociada fundamentalmente a fontes de contaminación e verteduras accidentais de petróleo ou os seus derivados. Normalmente o seu estudo realízase como Hidrocarburos totais de petróleo de forma xeral, xa que o estudo específico nos diversos derivados resultaría moi custoso. A determinación de Hidrocarburos Totais de Petróleo realízase mediante cromatografía de gases cun detector de ionización de chama (GC-FID) cun equipo Thermo Finnigan TRACE GC. Neste caso, o método foi adaptado nas súas condicións analíticas para a matriz obxecto de estudo. Previo á determinación é necesario facer a extracción dos Hidrocarburos da mostra e a purificación do extracto, de forma xeral o procedemento de extracción para as mostras líquidas consistiu nunha extracción líquido-líquido con hexano, mentres que para as mostras sólidas (tanto grava como SST) o procedemento consistiu nunha extracción sólido-líquido con hexano en ultrasóns. Ámbolos dous extractos obtidos da extracción con hexano son concentrados, pasados por unha columna de Florisil para a retención dos compostos polares e a conseguinte purificación dos analitos de interese. O estudo específico para a determinación de Hidrocarburos Totais de Petróleo en Augas Residuais é desenrolado no Capítulo VI.

2.2.3- Análises ou determinacións en planta.

O procedemento analítico nestes ensaios ten lugar directamente na planta de tratamento.

2.2.3.1- Composición do gas en mostras para determinación de emisións en humidais.

Equipo de captación de emisións gasosas e mostraxe “in situ”

Para recoller os gases emitidos dende o humidal e poder medir as taxas de emisión, utilizáronse campás de plástico de forma tronco-cónica (Figura 2.9), situadas en diferentes puntos da superficie dos humidais, de maneira que a atmosfera confinada no interior da campá quede illada da atmosfera exterior. Nos humidais de fluxo superficial o illamento conséguese coa propia auga do humidal, xa que ao colocar a campá sobre a superficie do grixo, os seus bordes inferiores fican mergullados uns 10 cm. Mentres, nos humidais de fluxo subsuperficial (sendo este o noso caso) é preciso enterrar a campá varios centímetros no grixo (uns 10-12 cm), ata alcanzar a superficie da auga e deixar os bordes por debaixo desta.

Para asegurar a estabilización das campás os bordes mergullados en auga son tamén tapados coa grava extraída para facer o oco. As campás son de HDPE polo que é recomendable tapalas con papel de Aluminio, envolvendo toda a súa superficie de exposición ó sol para evitar unha insolación excesiva xa que un incremento elevado de temperatura no interior da campá tería efectos negativos sobre as plantas, sobre os procesos de xeración de gases e sobre os mecanismos de confinación e medición da fase gas. No interior das campás tamén se colocan sondas de temperatura para rexistrar a mesma nos momentos de recollida ou toma de mostra.

Algunhas plantas requiren ser atadas para que a súa superficie entre totalmente no interior da campá.

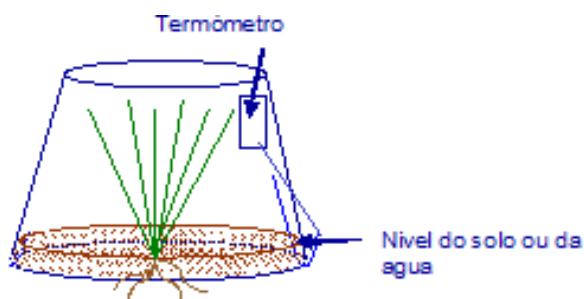


Figura 2.9. Esquema dunha campá para recollida de mostra de gases nos humidais.

Materiais e Métodos

A determinación da composición do gas (metano e dióxido de carbono) lévase a cabo mediante inxección de 0.8 mL do gas captado no interior das campas empregadas (Capítulo VII) nun cromatógrafo de gases con sistema de detección de captura térmica (CG/TCD). Previo á inxección das mostras é menéster facer unha calibración destes gases nun amplo rango de calibrado e co maior número de puntos posibles. Esta calibración efectúase polo método de patrón externo empregando as dilucións axeitadas a partir dun gas de composición 35% CH₄, 35% CO₂ e 30% N. O método de análise así como o sistema cromatográfico empregado é o mesmo que o descrito anteriormente no apartado de “método análise cromatográfica de fase gas” para os ensaios anaerobios.

As campás dispoñen dun septo pola parte superior (base da campá) que permite manter a atmosfera interna illada e ó mesmo tempo facer a toma de mostra coas xiringas (1 ml) a través del. Antes de efectuar cada toma de mostras é importante homoxeneizar o contido de gases interior da campá para o que empregaremos unha xiringa máis grande (50 ml) para homoxeneizar a través do septo como se amosa nas Figuras 2.10 e 2.11.



Figura 2.10. Sistema de homoxenización previa á toma de mostra a través do septo.



Figura 2.11. Sistema de toma de mostra a través do septo.

A colocación das campás nos humidais realizarase de xeito que a súa distribución no humidal sexa aproximadamente simétrica (ver Capítulo VII). É

Materiais e Métodos

importante tamén ter en conta que todas as campás, exceptuando as do humidal branco ou FHSS1 (sen planta), teñan planta no seu interior. O volume ocupado pola planta descóntase do volume total da campá, para isto, o volume das plantas para cada punto é expresado en función da campá que ocupan por desaloxo dun volume de auga coñecido.

Cálculo do volume da atmosfera confinada

Para calcular a cantidade de gases de efecto invernadoiro producidos, é preciso coñecer o volume neto no interior da campá, restándolle ao volume total o volume mergullado ou enterrado e tamén o volume que ocupa a planta, de ser o caso. Neste sentido, ha de terse en conta que en humidais a escala real pódense seleccionar localizacións para a campá con ou sen planta no seu interior.

Na Figura 2.12 represéntase o esquema da metade dunha sección da campá, e as dimensións que hai que medir para determinar os volumes. Utilízase a seguinte ecuación que nos da o volume dun tronco de cono (morfoloxía á que se axustan as campás empregadas) en función dos radios das bases e da altura.

$$V_{\text{campá}} (\text{total}) = (\pi/3) * H * (R^2 + r^2 + R*r) \quad [\text{Ec. 13}]$$

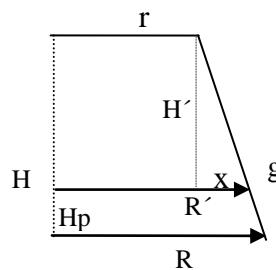


Figura 2.12. Esquema coas dimensións das campás.

Na Figura 2.12, R representa o radio da base maior, r o radio da base menor, H a altura total da campá, g a lonxitude lateral total, e Hp a profundidade da auga (no humidal superficial) ou a profundidade á que se enterra a campá (no humidal subsuperficial).

O volume da atmosfera confinada (incluído o volume ocupado polas plantas, no seu caso) será igual ao o volume total da campá menos o volume mergullado ou enterrado, e poderase calcular mediante unha ecuación similar á anterior, pero

Materiais e Métodos

empregando as dimensións propias que lle corresponden; isto é: H' en lugar de H e R' en lugar de R :

$$V' = (\pi/3) * H' * (R'^2 + r^2 + R'*r) \quad [\text{Ec. 14}]$$

Por medida directa sobre a campá, obtemos os valores de r , R e g . O valor de H calcúlase a partir dos datos anteriores mediante a ecuación $H^2 = g^2 - (R-r)^2$. Estes valores definen a xeometría da campá, dependendo desta mais manténdose fixos dunha a outra experiencia realizadas coa mesma campá. O valor de H_p debe medirse tras a instalación, para cada experiencia en particular. A partir de H_p obtemos H' mediante a ecuación $H' = H - H_p$.

Por outra banda, sabendo que $R'-r = x$, por semellanza de triángulos establecemos a seguinte relación: $H/H' = (R-r)/(R'-r)$. A partir desta relación despegamos R' e, mediante transformación, tendo en conta algunhas das relacións anteriores, obtemos a seguinte expresión para R' .

$$R' = R - (R-r)H_p/H \quad [\text{Ec. 15}]$$

Esta ecuación danos o valor de R' en función das características xeométricas da campá e da altura que se mergulla ou introduce no grixo en cada experiencia concreta. Desta forma, dispomos de todos os parámetros para calcular o volume V' mediante a Ecuación 4 indicada máis arriba.

Finalmente hai que determinar o volume que ocupan as plantas que quedan dentro da campá, para poder estimar o volume neto final de fase gas en cada campá. Para facer o cálculo do volume da planta, córtase un lote de plantas de tamaño similar ás introducidas na campá, introdúcese completamente nun recipiente de volume total coñecido, medíndose despois o volume de auga que hai que engadir ate completar o volume do recipiente, de forma que o volume da planta calcúlase como a diferenza entre o volume do recipiente e o volume de auga preciso para enchelo.

$$V_g \text{ neto (volume neto da atmosfera confinada)} = V' - V_{\text{planta}} \quad [\text{Ec. 16}]$$

Cálculo da taxa de emisión

Para calcular as taxas de emisión, expresadas como $\text{mg CH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ producidos, procédese da seguinte maneira:

Materiais e Métodos

- Obtense en cada momento de medición o volume de atmosfera confinada (V_g neto), a súa temperatura (T , en $^{\circ}\text{C}$) e a porcentaxe de metano ($\% \text{CH}_4$) ou de calquera outra compoñente. V_g neto calcúlase, segundo se indicou máis arriba, considerando o valor inicial como constante.
- A partir dos datos anteriores, e tendo en conta o volume e a masa molar, obtense a cantidade do gas de interese expresada en masa (mgCH_4) que se contén en cada momento na atmosfera confinada. A ecuación para este cálculo é a seguinte:

$$M_{\text{CH}_4} (\text{mg}) = V_g * (\% \text{CH}_4 / 100) * (16 / 22,4) * 273 / (273 + T) \quad [\text{Ec. 17}]$$

- A partir da táboa de masa de gas fronte a tempo, obtense a pendente da correlación axustada por regresión de mínimos cadrados (mgCH_4/d).
- Finalmente, o valor anterior divídese entre a superficie de captación.

2.2.3.2- Condutividade Hidráulica

Este ensaio realízase con obxecto de avaliar a colmataxe do medio mediante a medida da condutividade hidráulica no mesmo (Capítulo VII). Dita medida baséase en avaliar como evoluciona o nivel dunha columna de auga ó longo do tempo nunha zona de sondeo determinada. Para o cálculo da condutividade hidráulica (K) faise uso da Lei de Darcy, segundo a seguinte expresión:

$$K = \frac{d^2 \ln \frac{2L}{d}}{8Lt} \ln \frac{h_1}{h_2} \quad [\text{Ec. 18}]$$

Material

1. Tubo de aceiro de 8 cm de diámetro (afiado nun extremo e con buratos dende o extremo afiado ata unha distancia de 15 cm).
2. Sonda de presión hidrostática (Transmisor de nivel modelo TNS-119-Desin Instrument).
3. Datataker DT50.
4. Ordenador con programa específico de rexistro instalado “De Transfer”.

Materiais e Métodos

Procedemento

1. A sonda de presión conéctase nun dos canais do Datataker que é conectado, á súa vez, ó ordenador, e este á corrente ou batería. É necesario cebala sonda. A sonda toma as medidas en mA, cun rango de 4-20 mA que corresponden a 0-1 m de columna de auga.
2. Abrir o programa e proceder ó seu acondicionamento para operar nel unha vez recoñecida a sonda.
3. Retírala capa superficial da grava ata acadar o nivel de auga do leito na zona de sondeo.
4. Introducir o tubo en dito punto alterando o medio o menos posible.
5. Introducir a sonda de presión dentro do tubo de xeito que descansa sobre a grava.
6. Comezar as lecturas no ordenador, tomando neste momento a medida de referencia para deter logo o ensaio. Tomar medidas cada segundo.
7. Encher o tubo de auga da forma máis rápida e homoxénea posible, de xeito que a medida máis alta do ordenador dá o valor de h_1 .
8. O ensaio finalízase cando a medida acaba de novo o nivel de referencia ou unha vez transcorridos 5 minutos dende o comezo do análise, tendo en conta que para o tratamento dos datos só se empregan 100 s.
9. Gardar os datos obtidos e tratalos pasando para iso os valores a m de columna de auga segundo a recta de regresión m.c.a/mA, calcular o valor teórico de h_2 segundo a Lei de Darcy e mediante o cálculo de residuos calcular o valor de K que os minimiza.

2.2.3.3- *Perfiles de lodo.*

Na operación dun reactor anaerobio resulta moi importante facer un bo seguimento da cantidade de biomasa acumulada co tempo de funcionamento, xa que un dos factores que máis afecta o rendemento de depuración é o contido en lodo e a súa caracterización. Por todo isto, realízanse tomas de mostra integradas (a distintas alturas) do lodo xerado no tratamento das augas residuais no reactor anaerobio. Sobre estas mostras distintos parámetros como SST, SSV, Actividade metanoxénica e Biodegradabilidade Anaerobia son determinados con obxecto de levar a cabo a

Materiais e Métodos

caracterización do lodo formado e seguindo os procedementos descritos con anterioridade para cada unha destas determinacións.

Aínda que a produción de lodos no tratamento anaerobio sexa moi inferior a dita produción en tratamentos aerobios, tras longos períodos de funcionamento estas análíticas e caracterizacións deben ser realizadas e a frecuencia de realización dependerá en gran medida do caudal empregado, da carga orgánica da auga residual tratada, do tempo de retención, etc.,. Deste xeito no noso caso como as augas residuais tratadas son debilmente cargadas e o caudal de entrada non é moi elevado a frecuencia de caracterización do lodo xerado é baixa ó igual que a xeración do mesmo.

2.2.3.4- Perfíles de fluxo.

A entrada de auga nos humidais verticais pódese estudar mediante distintos mecanismos, un deles consiste especificamente en facer medicións da diminución na columna de auga dende que o sifón se ceba ata que se valeira completamente acadando así un ciclo total de descarga. A determinación dos perfíles de fluxo consiste basicamente en medir o volume obtido nun tempo determinado e a un tempo dado, obténdose así finalmente a evolución de caudal na saída dos humidais verticais, esta determinación efectúase por medidas de volume de auga de saída nos tanques finais da planta. Os estudos de perfíles de fluxo permiten determinar, entre outros, a capacidade de retención do medio filtrante. Foron realizados diversos estudos de perfíles de fluxo para avaliar a evolución na capacidade de retención co tempo de funcionamento e tamén en función do medio filtrante. Ademais de efectuar ensaios reais realizáronse tamén outros ensaios a escala de laboratorio. Os resultados recadados atópanse recollidos no Capítulo V.

2.2.3.5- Determinación da porosidade da grava.

A determinación da porosidade da grava empregada como medio filtrante ou leito nos humidais construídos é determinada por medida volumétrica. Así pois unha probeta de grandes dimensións é rechea, coa grava en cuestión, ata o enrase, anotando o volume ocupado (V_1) pola mesma e asegurando a correcta compactación. A continuación recóllese noutra probeta análoga un volume de auga coñecido (V_2), parte desta auga é empregada para encher os ocos baleiros da probeta que contén a grava ata o enrase e o volume sobrance de auga é determinado (V_3), de xeito que por diferenza no volume de líquido podemos coñecer a auga necesaria para encher os ocos de toda a

Materiais e Métodos

grava empregada, deste modo o cálculo da porosidade responde á seguinte expresión matemática:

$$\% \text{ porosidade} = ((V_2 - V_3) / V_1) * 100 \quad [\text{Ec. 19}]$$

2.2.3.6- Ensaio de biomasa, densidades superficiais de sólidos acumulados.

Séguese un procedemento para a obtención de mostras de medio filtrante que permita determinar a cantidade de sólidos acumulados, en unidades de concentración (g/L de medio, ou g/kg de grava), e en unidades de densidade superficial (kg/m²). Nas mostras obtidas determinase a concentración en sólidos en suspensión totais (SST) e en sólidos en suspensión volátiles (SSV), a DQO, a DBO₅, a DBO última, a actividade metanoxénica e a biodegradabilidade anaerobia.

A continuación detallamos o procedemento para a obtención de mostras e a determinación das densidades superficiais de sólidos acumulados.

Para realizar a toma de mostras empregouse un cilindro de aceiro inoxidable dun diámetro interno de 12,7 cm e cunha lonxitude de 50 cm que ha de ser maior que a do leito de grixo do humidal, tal e como se amosa na Figura 2.13.



Figura 2.13. Cilindro empregado para o mostraxe.

Ademáis empregárase material auxiliar para o mostreo, recollida e almacenamento de mostras, como culleres de aceiro inoxidable e de plástico, coadores de distinta malla, cepillos, luvas, bandexas de plástico, botes de plástico de 2 L, probeta de 1 L e cubos de plástico de 10 L e vasos tamén de plástico.

Os puntos de mostraxe han de ser definidos da forma máis equitativa posible (ver Capítulo 7).

Materiais e Métodos

Para proceder á toma de mostra seguirase o seguinte procedemento experimental:

FHSS

1. En cada un dos puntos de mostraxe cravarase o cilindro ata o fondo aproximadamente uns 30-35 cm de altura, para determinar a altura real enterrada farase a diferenza entre a altura total do cilindro e a altura que queda sen enterrar.
2. Tendo en conta que se trata de humidais subsuperficiais a altura de auga debe ser duns 30 cm, uns 5 cm por debaixo da altura da grava, deste xeito retirárase previamente a grava seca e limpa da parte superficial, ata alcanzar o nivel da auga, ou da presenza de lodo (sólidos distintos de restos de plantas intactos).
3. Recóllese toda a grava húmida do cilindro e deposítase nunha bandexa para o punto de mostraxe; a continuación obtense unha mostra representativa do líquido que queda no cilindro (convenientemente mesturado), segundo se indica no punto 4 máis abaixo, e pásase á seguinte posición, na que tamén se retira a grava e se coloca na mesma bandexa sobre a da posición anterior (sendo ambas mostras da cabeceira por exemplo do mesmo humidal). Mediante mestura e cuarteo obtense unha mostra desta grava (25% do total) que se pasa a un cubo e se cubre con efluente do humidal para evitar a osixenación e proceder ao seu lavado, eliminando a grava lavada e quedando co lodo, que constituirá mostra de lavado da grava. De igual xeito se procederá con puntos de mostraxe na saída para cada humidal.
4. Unha vez retirada a grava en cada unha das posicións, medírase a altura da auga restante na columna do cilindro, e manténdoa en mestura completa por axitación, collérase 1 L de mostra da mesma que se integrará con outro litro dos puntos paralelos para constituír a mostra de líquido intersticial, de igual xeito se procederá coas mostras de saída por humidal.
5. Para cada punto de mostraxe trasladaranse ao laboratorio dúas mostras (a de lavado de grava e a de líquido intersticial), onde se deixarán decantar para concentración por eliminación do sobrenadante limpo, e posterior integración. As proporcións para esta integración deberanse calcular en cada caso, en función dos volumes de líquido intersticial que existía no cilindro, para o que se deberá

Materiais e Métodos

determinar a altura do mesmo no momento da mostraxe, como se expresou anteriormente.

6. Este procedemento realizarase en tódolos FHSS de forma análoga á descrita.

FV

Dado que a altura do medio filtrante nos humidais FV é moi elevada (80 cm), a obtención dunha mostra de todo o perfil vertical resulta moi laboriosa. Por iso decídese proceder á obtención de dúas mostras parciais a alturas distintas, da seguinte forma:

1. En cada un dos puntos de mostraxe (ver Capítulo 7) cravarase o cilindro completamente ata unha altura aproximada á súa capacidade total de 50 cm. A continuación retiraranse 10 cm da area ou grava de dous puntos paralelos que serán lavadas de forma conxunta con auga de efluente para obter unha mostra integrada da capa superior.
2. De igual xeito se fará para as mostras inferiores constituídas polas mostras integradas de grava obtida por debaixo das anteriores (entre 10 e 20 cm).
3. O procedemento repítese de igual xeito para as mostras dos outros puntos de mostraxe dos dous humidais verticais.

Cálculo das proporcións para a integración (só FHSS).

Compre observar o funcionamento do procedemento *in situ*, xa que neste caso o cilindro entrará ata o fondo do humidal, o que podería bloquear a elevación do nivel de auga no interior do cilindro a medida que se retira a grava. Despois da observación conclúese que neste caso o nivel da auga permanece constante xa que o cilindro non bloquea a entrada da mesma.

O nivel de auga no humidal pode preverse de 27 (zona A, entrada) e 29 cm (zona B, saída). Estes valores derívanse dunha altura de 30 cm na zona de saída (polo criterio de deseño), e unha pendente do 1% do humidal, considerando alén diso que o baixo caudal aplicado fai o que nivel da auga en todo o humidal coincida coa horizontal. De tódolos xeitos, tomaranse as alturas relativas e observarase que non hai variación do nivel da auga antes e despois do mostraxe no cilindro. Os volumes de medio nestas posicións serían aproximadamente (para unha altura media estimada de 28 cm):

Materiais e Métodos

$$V_{L.intersticial} = \frac{(0,127)^2}{4} \cdot 3,1416 \cdot 0,28 \cdot 1000 = 3,55L \quad [\text{Ec. 20}]$$

Se entra auga no cilindro a medida que se retira a grava, o nivel recuperará este valor, feito que comprobaremos coa medición do nivel de auga no momento de retirar a mostra. En todo caso, anotaremos o valor da altura rexistrada e calcularemos o volume de líquido intersticial que corresponda.

Dado que a mostra a tomar é de 1L, esta representa a seguinte porcentaxe do volume total:

$$\% \text{ de líquido intersticial recollido} = (1/3,55) \cdot 100 = 28,2\% \quad [\text{Ec. 21}]$$

Porén, a mostra de lavado do grixo vai ter só o 25% dos sólidos totais correspondentes. Polo tanto, e de cumprise a altura de líquido intersticial de 28 cm como se supuxo neste exercicio, para integrar as mostras de forma equitativa débese integrar todo o líquido concentrado de lavar o grixo (xa que se atopa en menor proporción) con 2 litros $\times 25/28,2 = 1,77$ L de líquido intersticial. Pero como este se decantou e concentrou previamente, sería co $25/28,2 \cdot 100 = 88,7\%$ da mostra concentrada de líquido intersticial.

Se a altura de líquido intersticial é diferente, entón deberanse facer os cálculos coa nova altura. Se é inferior, resultaría que o litro de mostra retirada sería unha porcentaxe aínda maior do total, e a porcentaxe da mesma a integrar sería menor. No caso de que a altura do líquido ficara por debaixo dos 15 cm, deberase pensar en obter só 0,5 L de mostra.

Para o ensaio en humidais verticais como só temos o lodo resultante do lavado da grava ou area non será necesario dita integración.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] VIXA (2008). O Monte da Fraga. Oficina de Medioambiente (OMA-UDC). Vicerretorado de Infraestruturas e Xestión Ambiental. Accesible en http://www.udc.es/sociedade/medio_ambiente/biodiversidade_e_conservacion_do_solo/. (consultado o 13/06/2011).
- [2] Soto, M., Veiga, M. C., Méndez, R. e Lema, J.M.; (1989). Semi-micro COD determination method for high saline wastewaters. *Environmental Technology Letter*, 10, 541-548.
- [3] Métodos Oficiales de Análisis de Aguas “*Standard Methods*”. APHA, 1995.
- [4] Field, J., Sierra, R. e Lettinga, G.; (1988). Ensayos anaerobios. Actas 4º Seminario de Depuración Anaerobia de aguas residuales. Valladolid, 23-25 Noviembre, 52-81.
- [5] Soto, M., Méndez, R. e Lema, J.R.; (1992). Determinación de toxicidad y biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales. *Tecnología del Agua*, 90, 70-81.
- [6] Hiegel T.; (2004). Analysis of Pilot Scale Constructed Wetland Treatment of Petroleum Contaminated Groundwater. MSc thesis, Department of Civil Engineering, University of Wyoming.

Capítulo 3

*Evaluación de Recursos hídricos e calidade das augas
residuais no Campus Central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga*

3- EVALUACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS E CALIDADE DAS AUGAS RESIDUAIS NO CAMPUS CENTRAL DA UNIVERSIDADE DA CORUÑA: UNHA ACHEGA Ó PROXECTO SOSTAUGA.

O proxecto Sostauga é un proxecto estratéxico de investigación da Universidade da Coruña que persegue poñer en valor o elemento auga e os ecosistemas asociados nos campus universitarios e buscar a sostibilidade na xestión dun recurso esencial e escaso. Entre os seus obxectivos está a caracterización fisicoquímica e microbiolóxica das augas residuais e augas de mananciais dos campus de Elviña e Zapateira da Universidade da Coruña, coa finalidade de identificar as actuacións que permitan a optimización do uso dos recursos, tanto en relación coa depuración dos vertidos residuais como coa redución do consumo de auga potable e o aproveitamento dos recursos endóxenos.

A situación actual é a dun vertido unitario duns 2100 hab.eq., moi diluído, que alcanza os 2647 m³/d, dos que só o 11% son augas residuais en orixe. Por outra parte, diversos mananciais existentes no ámbito do campus ofrecen un caudal de 370 m³/d de augas limpas, moi superior ós 140 m³/d de auga potable actualmente consumidos. Estes estudos permitiron establecer diferentes propostas de actuación, encamiñadas á optimización das redes de evacuación e ao aproveitamento de augas naturais xeradas no ámbito do campus para determinados usos. Finalmente, estimouse a superficie necesaria para o tratamento *in situ* dos vertidos residuais mediante sistemas de humidais construídos.

3.1- Introducción: o proxecto Sostauga.

Tras o cumio de medio ambiente de Río de Xaneiro en 1992, moitas universidades iniciaron procesos de ambientalización, é dicir, comezaron a prestar atención ás cuestións ambientais tanto no plano interno como externo. Cuestións como a xestión dos residuos perigosos, a redución do consumo de enerxía ou a formación ambiental, foron obxecto das primeiras actuacións. Posteriormente, a atención ós problemas ambientais foise xeneralizando e chegouse á adopción de Plans globais de medio ambiente e Plans de sostibilidade. A este proceso coñéceselle habitualmente como “ambientalización das universidades” [1].

É común a opinión de que a Universidade forma persoas con titulación profesional que ó saír á sociedade trasladan as técnicas, coñecementos e actitudes aprendidas na Universidade. A responsabilidade da Universidade ante un dos principais

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

desafíos do século XXI, ou das solucións á crise ambiental ou dos obxectivos de desenvolvemento sostible, é de gran importancia. Neste sentido, é necesaria unha ética ambiental fundamentada no compromiso e o comportamento da Universidade como colectivo e das persoas que o conforman. É tamén imprescindible unha coherencia entre teoría nas aulas e o día a día na vida universitaria, a praxe na xestión ambiental nos centros e campus [2].

Neste marco, ó que a Universidade da Coruña (UDC) non foi allea, iniciouse no 2008 o proxecto SOSTAUGA, un proxecto estratéxico da UDC que persigue poñer en valor o elemento auga e os ecosistemas asociados no ámbito do Campus de Elviña e de A Zapateira. Trátase, por tanto, de preservar e potenciar un elemento clave do patrimonio socio-cultural e ambiental deste territorio mediante o seu estudo técnico e o desenrolo posterior das accións propostas. Pero alén diso, ó nacer este proxecto desde a Universidade, preténdese que as actuacións derivadas sexan exemplares, de modo que favorezan a educación ambiental e a sensibilización de toda a comunidade académica e o seu ámbito de influencia.

Os obxectivos xerais do proxecto Sostauga son [3]:

- a) Conseguir o adecuado estado ecolóxico dos fluxos e masas de auga existentes no Campus seguindo as directrices da Directiva Marco da Auga da UE; este obxectivo ten claras implicacións no planeamento urbanístico xa que o deseño dos futuros usos do solo deberán facerse desde unha perspectiva ambiental de respecto ó recurso hídrico e ó medio natural en xeral.
- b) Avanzar cara unha xestión sostible da auga na que se alcance a máxima autosuficiencia posible na demanda do recurso mediante a implementación de medidas de aforro no consumo, a redefinición sostible dos actuais usos da auga en función da súa calidade, a optimización do aproveitamento das augas residuais urbanas tanto en tempo seco como de choiva, e finalmente a minimización das perdas que se poidan producir nas infraestruturas de transporte.
- c) No plano cultural, favorecer a potenciación das oportunidades únicas que ofrece a existencia de cursos fluviaais, zonas húmidas e mananciais no ámbito de estudo, intentando re-naturalizar no posible estes elementos e intensificar a conectividade ecolóxica entre eles para mellorar os índices de biodiversidade.
- d) Promover a divulgación dos resultados, co obxectivo da concienciación sobre a necesidade dun desenvolvemento sostible en relación co ciclo da auga e a súa vinculación co planeamento urbanístico e territorial, e a extrapolación da metodoloxía

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

do estudo xunto cos resultados obtidos ás prácticas de deseño dos servizos urbanos relacionados co ciclo da auga nas cidades.

En relación co obxectivo b), propuxéronse as seguintes accións iniciais:

- Caracterización e cuantificación das augas residuais e naturais que abandonan o campus, e que na actualidade se incorporan á rede de saneamento de A Coruña.
- Estudo da calidade das masas de auga superficiais e de mananciais existentes no ámbito do campus.
- Estudo de “levantamento da rede de saneamento” buscando a identificación e definición gráfica da rede de drenaxe e de saneamento [4].
- Estudo da adecuación das especies plantadas nas zonas axardinadas de ambos Campus e a súa distribución con respecto ás súas necesidades hídricas [4].
- Definir o potencial para o aproveitamento de recursos endóxenos ou a reutilización de augas residuais rexeneradas.

Simultaneamente ao proxecto Sostauga, o proxecto de restauración do Monte da Fraga no Campus de A Zapateira [5] ten como un dos seus obxectivos facilitar a realización de investigacións e estudos que teñan o campus universitario como laboratorio. Un dos proxectos tomados en consideración foi a proposta do Grupo de *Enxeñaría Química Ambiental* da UDC de creación dunha instalación piloto para a depuración natural de augas residuais xeradas nos edificios do campus. A alternativa escollida foi a de humidais construídos (HC) de fluxo subsuperficial con helófitos emerxentes, pola súa idoneidade para o tratamento secundario de efluentes de tipo doméstico e as posibilidades de integración paisaxística en ámbitos urbanos e naturais. A instalación construíuse co obxectivo de obter unha comparación entre humidais con diferente modelo de fluxo en canto á capacidade e eficiencia depuradora, así como entre diversas especies vexetais autóctonas. Os resultados deses estudos son tratados en detalle nos restantes capítulos do presente traballo.

O proxecto Sostauga propón substituír parte dos recursos exóxenos por augas residuais rexeneradas, ou por masas de auga de baixa calidade presentes no campus. En tal sentido, é necesario ter en conta os criterios fixados polo RD 1620/2007, do 7 de decembro, polo que se establece o réxime xurídico da reutilización de augas depuradas segundo usos. Entre os posibles usos previstos nesta normativa consideráronse de interese potencial para o Campus da UDC os seguintes:

- Uso residencial, calidade 1.1: a) rego de xardíns privados, b) descarga de aparatos sanitarios.

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

- Uso urbano, calidade 1.2 (servizos): a) rego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos e similares), b) limpeza de rúas, c) sistemas contra-incendios, d) lavado industrial de vehículos.
- Uso agrícola, calidade 2.3: a) rego localizado de cultivos leñosos que impida o contacto da auga rexenerada cos froitos consumidos en alimentación humana, b) rego de cultivos de flores ornamentais, viveiros e invernadoiros sen contacto directo das augas rexeneradas coas producións, c) rego de cultivos industriais non alimentarios, viveiros, forraxes ensilados, cereais e sementes oleaxinosas.
- Usos recreativos, calidade 4.2: a) estanques, masas de auga e caudais circundantes ornamentais nos que está impedido o acceso do público á auga.
- Usos ambientais, calidade 5.1: a) recarga de acuíferos por infiltración localizada a través do terreo.

Os resultados dos estudos de cuantificación e caracterización das augas naturais e residuais do campus preséntanse neste Capítulo desta memoria de tese. Os obxectivos formulados foron a estimación do caudal e a carga orgánica das augas residuais xeradas no campus de Elviña-A Zapateira, a caracterización en canto a caudal e concentración dos vertidos realizados desde o Campus, a estimación da área necesaria dun humidal construído para o tratamento destes vertidos, e a caracterización das augas de mananciais localizados no mesmo Campus xunto coa definición de usos potenciais en función da súa calidade.

3.2- Materiais e métodos.

3.2.1- Descrición do ámbito de estudo.

A Figura 3.1 mostra o ámbito de estudo e a súa relación coa cidade de A Coruña. O mapa da Figura 3.1B mostra a rede fluvial, diferenciando os tramos existentes hoxe en día daqueles desaparecidos ou soterrados, a localización dos mananciais, augas superficiais e augas residuais obxecto de análise e o emprazamento da planta piloto de humidal construído.

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga



Figura 3.1. Localización do ámbito de estudo: A) Península e cidade de A Coruña; B) e C) Campus de Elviña-A Zapateira.

Lenda para o mapa B): S1-S3(•): Punto de mostraxe dos vertidos finais desde o campus. M1-M10 (•): Mananciais e augas superficiais analizadas no Campus. (—) Canales fluviais conservados; (—) Canales fluviais soterrados. HC: humedal construído.

Os centros de docencia, investigación e servizos presentes nestes dous campus en 2008 son os indicados na Táboa 3.1. O campus de Elviña reúne o 50% de toda a comunidade universitaria, e séguese o de A Zapateira con un 23% adicional. O conxunto de ambos coñécese como Campus Central da UDC (Elviña-A Zapateira), xa que ambos se encontran nun espazo próximo aínda que non contiguo, nun radio inferior a 1 km. Con un 73% da comunidade universitaria total da UDC en 2008, o Campus Central reunía uns 15.750 estudantes e 1.436 membros do cadro de persoal. A superficie construída tiña alcanzado os 187.000 m². A información obtida a partir dos rexistros de

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

consumo de auga potable indícanos que o consumo no campus mantívose constante desde o ano 2003 a 2010, con un consumo medio anual de $50.385 \pm 2.013 \text{ m}^3$.

Táboa 3.1. Centros de docencia, investigación e servizos presentes no Campus Central da UDC

CAMPUS DE ELVIÑA
Facultade de Ciencias da Educación
Facultade de Dereito
Facultade de Socioloxía / Facultade de Ciencias da Comunicación
Facultade de Informática
Escola Técnica Superior de Enxeñeiros de Camiños, Canais e Portos
Facultade de Economía e Empresa
Edificio de Servizos Centrais de Investigación
Centro de Innovación Tecnolóxica en Edificación e Enxeñaría civil (CITEEC)
Edificio Xoana Capdevielle
Pavillón de Estudantes*
Pistas Polideportivas
Pavillón de Deportes
Casa da Galería*
Escola Infantil
Centro de Investigación de Tecnoloxías da Información e da Comunicación (CITIC)
CAMPUS DA ZAPATEIRA
Escola Técnica Superior de Arquitectura+Departamento ETS Arquitectura
Escola Universitaria de Arquitectura Técnica
Facultade de Ciencias
Facultade de Filoloxía e Edificio de Departamentos F. Filoloxía
Casa do Francés*
* Se trata de centros administrativos y de servicios

3.2.2- Toma de mostrax e análises.

Nas correntes de augas residuais e mesturadas con pluviais ou superficiais que saen do campus analizáronse en laboratorio os sólidos en suspensión totais e volátiles (SST, SSV), a demanda química de osíxeno (DQO) e demanda biolóxica de osíxeno (DBO_5). A temperatura, o pH, o potencial de oxidación-redución (ORP) e o osíxeno disolto (OD) foron medidos *in situ*. Nestas correntes realizáronse dúas campañas de mostraxe e análises. O número de parámetros analizados foi menor no caso das mostrax de mananciais e augas superficiais do campus, segundo se verá no apartado de resultados, téndose realizado unicamente unha campaña de mostraxe. Nas análises empregáronse os métodos normalizados (APHA, 1995).

3.3- Resultados.

3.3.1- Factores de referencia para a estimación do consumo de auga e a xeración de residuais.

O caudal e a carga orgánica da auga residual xerada no ámbito do campus pódese estimar a partir de información xenérica dispoñible para centros deste tipo. Para centros da Universidade de Santiago de Compostela (USC) e da Universidade da Coruña (UDC) medíronse consumos de auga potable no rango de 1-10 m³/usuario·ano, con medias para grandes campus que se sitúan nos 3 m³/usuario·ano [6, 7]. Para o caso concreto do Campus Central da UDC, os datos de ocupación e consumo indicados no apartado de metodoloxía ofrecen un consumo de 2,9 m³/usuario·ano. Tamén os consumos unitarios por unidade de superficie construída sitúanse nos 0,27 m³/m², cun rango de variación de 0,08-0,56 m³/m² segundo o edificio. Isto resulta en taxas de consumo de 3-30 L/persoa·día, se ben hai referencias de consumos máis elevados, de ata 83 L/persoa·día. Consumos per cápita elevados son alcanzados en centros dedicados a algunha actividade moi específica. Por outra parte, os consumos per cápita inferiores rexístranse naqueles centros que contan cun número de alumnos elevado, podendo baixar dos 2 m³/usuario·ano. Nestas cifras refírense o conxunto da comunidade universitaria, incluíndo alumnado e persoal, pero non teñen en conta o absentismo, de tal forma que os caudais por usuario realmente presentes no campus serán maiores.

Á súa vez, o caudal das augas residuais pode ser menor ou maior que o caudal da auga potable consumida. En principio, do volume de auga consumida débese descontar aquela que corresponde a usos conxuntivos (regadío, refrixeración...), resultando valores netos do 50-80% do caudal de auga potable. Porén, é habitual que existan infiltracións desde o terreo á rede de saneamento, e que esta recolla ó menos parte das augas pluviais.

Henze et al (1995) [8] ofrece datos de xeración de augas residuais en instalacións de diferente tipoloxía, con valores unitarios para escolas de 8-10 m³/ano e estudante, e valores de 15-20 m³/ano e empregado para lugares de traballo. Tendo en conta as proporcións típicas entre estudantado e profesorado nas universidades, estas cifras levan a unha xeración duns 10 m³/usuario e ano, considerando usuarios reais.

No proxecto *Depuranat* (VV.AA., 2008) [9] consideran como criterio xeneral para alumnos e empregados unha carga de vertido expresada en habitantes equivalentes igual á de 1/3 do número de usuarios. Alén diso, nunha aplicación de sistemas naturais

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

de saneamento para unha pequena área do Campus de Tafira da Universidade das Palmas de Gran Canaria, empréganse valores de xeración de 50 L de auga residual e 15 g DBO₅ por usuario e día. Os valores medios medidos durante prolongados períodos de operación resultaron lixeiramente inferiores: 36-43 L/usuario e día (a pesar de tratarse dunha rede non separativa), e 11-13 g DBO₅/usuario·día. Nestas medias teñen influencia os períodos de baixa actividade nos campus, así como os fins de semana.

Tanto as cifras ofrecidas por Henze et al (1995) [8] como por *Depuranat* (VV.AA., 2008) [9], son maiores que as indicadas máis arriba para edificios da USC e da UDC, coincidindo practicamente cos valores elevados do rango de consumo observado. O absentismo antes comentado pode ser unha razón para estas cifras. As previsións de Henze et al (1995) [8] coinciden razoablemente coas medicións de consumo para centros administrativos universitarios, nos que o absentismo pode considerarse mínimo.

Con estes datos, pódese estimar a xeración de augas residuais, supoñendo que a rede sexa separativa e que a infiltración de augas limpas (drenaxes de sotos, etc.) ou desde o terreo sexa minimizada. Con esta finalidade pódense utilizar os factores indicados na Táboa 3.2, obtidos a partir da información analizada. Trátase de factores de referencia para a avaliación e programación de obxectivos e actuacións de mellora da xestión de augas residuais no campus. Aínda que estes factores non responden á situación actual de redes unitarias nas que ten lugar un forte aumento do caudal residual por dilución con augas de chuvia e infiltracións, ha de terse en conta que dentro das actuacións de mellora e racionalización do saneamento e de xestión sostible da auga débense incorporar medidas para a separación de pluviais, e infiltración ó terreo ou reutilización das diversas fontes de auga limpa.

Para a obtención dos factores da Táboa 3.2 considerouse que o número de días lectivos docentes dun curso académico, na situación dos últimos anos, é de 176. Actualmente, como consecuencia da adopción do Espazo Europeo de Educación Superior, estase incrementando este valor, polo que no futuro considerárase válido o caudal medio diario dos días lectivos, e incrementarase o caudal anual. En canto á carga orgánica estimada, o valor máximo corresponde a unha situación de absentismo nulo e xornada de oito horas. Combinando os datos de caudal cos datos de concentración de auga residual, xunto cos días non lectivos, estímase a efectos de deseño, unha carga media (por usuario potencial) de 8 g DBO₅/usuario·día. Proponse adoptar esta carga como carga de deseño de futuras instalacións de tratamento *in situ*.

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

Táboa 3.2. Factores de referencia para estimar a xeración de augas residuais (rede separativa e sen infiltracións) en campus universitarios.

Parámetro	Valor	Unidades
Rango de caudais	1-10	m ³ /usuario·ano
Caudal probable	3	m ³ /usuario·ano
Caudal probable diario medio (días lectivos)	17	L/usuario·día
Caudal probable diario medio*	10	L/usuario·día
Rangos de carga orgánica máxima vertida	2-15	g DBO ₅ /usuario·día
Carga orgánica vertida a efectos de deseño	8	g DBO ₅ /usuario·día
*Inclúe fins de semana e outros períodos de pouca actividade, excepto as vacacións de verán: total, 300 días/ano		

3.3.2- Estimación do caudal e carga orgánica para o campus universitario Elviña-A Zapateira.

Estimación a partir de factores de referencia.

Para o caso concreto do campus central da UDC (Elviña-A Zapateira), a comunidade universitaria alcanzou un total de 17.000 usuarios potenciais (curso 2008-2009). O caudal diario, a carga orgánica e a carga en nitróxeno (considerando para esta a mesma proporción coa carga orgánica que se rexistra nos vertidos de orixe doméstica), son polo tanto os seguintes:

- Usuarios potenciais no campus: 17.000 usuarios/día
- Caudal diario medio: 289 m³/día
- Velocidade de carga orgánica vertida: 136.000 g DBO₅/día
- Velocidade de carga orgánica vertida, en DQO: 272.000 g DQO/día
- Concentración orgánica estimada (sen dilución): 470 mg DBO₅/L
- Velocidade de carga en nitróxeno total Kjeldhal (NTK): 26.900 g NTK/día

Este vertido sería equivalente ó dunha poboación de 2.267 hab.eq.

3.3.3- Medicións realizadas nos vertidos do campus.

Os vertidos de ambos campus de Elviña e A Zapateira realízanse de forma conxunta desde a zona máis baixa do campus de Elviña. En relación con este aspecto, foron identificadas e caracterizadas tres correntes de saída do campus, que reúnen ao conxunto de vertidos residuais e de augas pluviais, de escorrenta e naturais, incluíndo unha parte ou a totalidade dos vertidos residuais das vivendas existentes no ámbito do campus. Realizáronse dúas campañas de caracterización, unha en verán en período de

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

baixa actividade universitaria (agosto), e outra en inverno nunha semana de actividade universitaria ordinaria (comezos de marzo).

Os resultados da caracterización preséntanse na Táboa 3.3. En dita táboa pódese observar como a corrente S2 mostra as maiores concentracións de materia orgánica e sólidos en suspensión, podendo clasificarse como unha auga residual urbana diluída. Tanto o caudal como a concentración desta corrente varían pouco de verán a inverno. Porén, mentres o caudal equivale aproximadamente a un terzo do caudal estimado no apartado anterior para o vertido residual da universidade, solo contén un 5% da carga orgánica xerada. Este vertido, aínda recibindo una fracción importante de augas residuais, mostra unha elevada dilución, probablemente pola infiltración de augas limpas.

Táboa 3.3. Características dos tres vertidos de augas residuais desde o campus central da UDC.

Campanña	S1		S2		S3		nº mostras
	Verán	Inverno	Verán	Inverno	Verán	Inverno	
Caudal medio (m ³ /d)*	nd	259	121	98	458	2290	
pH	7,4 ± 0,1	8,0 ± 0,1	7,1 ± 0,2	7,1 ± 0,2	7,3 ± 0,1	7,0 ± 0,1	7
T (°C)	21,2 ± 1,3	15,1 ± 1,3	20,9 ± 1,3	14,6 ± 1,3	20,4 ± 1,3	14,8 ± 1,3	7
Conductividade (µS/cm)	411 ± 43	431 ± 43	488 ± 62	390 ± 62	282 ± 7	253 ± 7	7
OD (mg/L)	5,8 ± 0,9	6,6 ± 0,9	3,0 ± 0,3	5,4 ± 0,3	7,2 ± 0,4	6,3 ± 0,4	7
SST (mg/L)	121 ± 129	8 ± 2	72 ± 27	75 ± 17	14 ± 22	8 ± 5	4
SSV (mg/L)	20 ± 17	5 ± 2	67 ± 25	68 ± 16	3 ± 2	6 ± 3	4
DQO (mg/L)	34 ± 8	68 ± 12	135 ± 40	130 ± 33	1 ± 2	44 ± 16	4
DBO ₅ (mg/L)	3 ± 2	0 ± 0	48 ± 21	38 ± 9	2 ± 2	0 ± 0	4
Ortofosfatos (mg P/L)	0,2	<0,2	1,5	1,06	0,0	<0,2	MC**
NH ₃ (mg N/L)	1,86	3,13	13,21	17,27	<1	<1	MC
NTK (mgN/L)	5,3	9,2	31,6	33,8	4,1	3,2	MC
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	68	75,2	122	116,9	29	29,1	MC

*Medida continua durante a campaña. **MC: mostra composta das 7 mostras puntuais. nd: non determinado.

A continuación, a corrente S1 e en menor medida a corrente S3, mostran niveis de DQO indicativos de certa contaminación orgánica, aínda que os niveis medidos de DBO₅ e SSV foron en xeneral moi baixos nestas dúas correntes. Os elevados caudais e a maior concentración orgánica de S3 en inverno son indicativos de que esta corrente recibe unha parte importante da carga orgánica residual xerada na Universidade, aínda

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

que de todas formas aparece moi diluída, probablemente por infiltracións e augas pluviais.

A presenza de outros elementos como N e P nas diferentes correntes aparece correlacionada coa concentración de materia orgánica (DQO).

O caudal para S1 en verán non se puido medir con precisión. A efecto de cálculo da carga orgánica, supúxose que o caudal de S1 en verán podería ser similar pero non superior ao medido en inverno. Con esta consideración, a partir dos datos da Táboa 3.3, pódense calcular as velocidades de carga orgánica e os habitantes equivalentes a un vertido doméstico, tomando para isto último os factores de 60 gDBO₅/hab.día e 120 g DQO/hab.día. Estes resultados son presentados na Táboa 3.4, para DQO e DBO₅.

Táboa 3.4. Estimación de habitantes equivalentes e velocidade de carga orgánica (VCO) do vertido total.

	S1		S2		S3		TOTAL	
	Verán	Inverno	Verán	Inverno	Verán	Inverno	Verán	Inverno
A partir da DQO								
Hab. Eq.	<73	147	136	106	5	840	<214	1932
VCO (gDQO/d)	<8728	17612	16359	12740	595	100760	<25142	231872
A partir da DBO ₅								
Hab. Eq.	<12	0	97	62	15	0	<124	62
VCO (gDBO ₅ /d)	<725	0	5796	3704	916	0	<7437	3704

Os valores de DBO₅ para S1 e S3 son moi reducidos ou nulos, aspecto que podería deberse en parte á degradación do substrato no sistema de evacuación. Así, tanto as velocidades de carga orgánica (Q x DBO, en verán: 7437 g DBO₅/d, ou especialmente en inverno: 3704 g DBO₅/d) como os habitantes equivalentes resultantes a partir dos datos de DBO₅ (62 hab. eq. en inverno, Táboa 3.5) son tan baixos que se poden calificar de pouco realistas.

Porén, os valores de DQO vense menos afectados pola degradación sufrida no sistema de evacuación. As velocidades de carga orgánica total (S1+S2+S3) obtidas para o inverno (231872 gDQO/d, ó 1932 hab. Eq.) resultan similares ás que no apartado anterior se estimaron para o vertido residual da universidade en base a factores bibliográficos (2267 hab.eq.). Neste sentido, hase de ter en conta que os datos de verán (< 214 hab.eq.) corresponden cunha situación na que a ocupación da universidade era

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

moi reducida, e a carga orgánica nos vertidos residuais correspóndese maioritariamente coa poboación que habita no campus.

Conclúese polo tanto que, a efectos de dimensionamento dunha depuradora de tipo natural para o conxunto do campus central da UDC, pódese empregar o valor de vertido de 2.100 hab.eq. ou 126.000 gDBO₅/d, media das dúas cifras anteriores. Porén, na situación actual, o vertido aparece moi diluído e cun caudal elevado, de 2290 m³/d en período ordinario de inverno. Comparado co caudal estimado de 289 m³/d sen dilución, indícanos que o sistema de evacuación recibe un 13% de auga residual e un 87% de augas limpas. Estes datos son ilustrativos da necesidade imperiosa de proceder a un levantamento da rede (identificación e descrición de todo tipo de conexións á rede de residuais) e un proxecto de separación de augas residuais e augas limpas.

O vertido residual aparece fortemente diluído, xa que o caudal sumado das tres correntes residuais en inverno alcanza os 2.647 m³/d, mentres que a súa concentración en DQO sitúase no rango de 44-130 mg/L. Segundo se indicou arriba, o caudal diario medio estimado de augas residuais foi de 289 m³/día, que equivale a tan só o 11% do caudal vertido. Na situación actual, o vertido residual diríxese á estación de tratamento de A Coruña en Bens, que entrou en funcionamento no ano 2011. A separación de correntes limpas que entran ó sistema de sumidoiros, ou a instalación dun sistema de redes separativas preséntase como unha necesidade urxente, xa que permitiría reducir o caudal residual nun 89% e ó tempo dispoñer dun recurso de calidade adecuada a determinados usos no mesmo campus.

3.3.4- Área necesaria dun humidal construído para os vertidos do campus.

Unha vez estimada a carga orgánica xerada e determinada a capacidade de tratamento de diferentes tipos de humidais, procederemos ao dimensionamento dun sistema de humidais para a súa depuración natural *in situ*. Unha instalación de depuración por humidais debe contar en cabeza cunha fosa séptica, tanque imhoff ou dixestor anaerobio como pretratamento [10]. Eleximos un pretratamento en dixestores UASB (“upflow anaerobic sludge bed”) nos que a auga residual sufrirá unha redución mínima en DBO₅ do 45%. Desta forma, a carga en DBO₅ a tratar no sistema de humidais construídos resultará de:

- Velocidade de carga orgánica á entrada dos humidais: $136.000 \times 0,55 = 75.000$ gDBO₅/d.

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

A partir das condicións de operación aplicadas nos estudos de depuración dos efluentes do campus en humedais construídos e das eficacias obtidas (capítulos 4 e 5 da presente memoria), estímase que ambos tipos de humedais de fluxo horizontal (FH) e fluxo vertical (FV) obteñen resultados de depuración suficientemente elevados a velocidades de carga orgánica de 2,5-4,7 gDBO₅/m²·d (FH) e 12 - 18 gDBO₅/m²·d (FV).

As superficies de humidal resultantes para alcanzar unha depuración avanzada serán, de acordo cos factores de capacidade obtidos na planta piloto:

- Área FV (humidal de fluxo vertical, para 12 gDBO₅/m²·d): 6.000 m²
- Área FH (humidal de fluxo horizontal, para 4 gDBO₅/m²·d): 19.000 m²

Porén, debemos recordar que estes factores de capacidade foron obtidos para a situación actual, na que a auga residual chega á planta piloto moi diluída. Se temos en conta as velocidades de carga superficial aplicables para sistemas de humedais optimizados, para tratamento secundario como único obxectivo obtidos polo noso grupo de investigación [11], estas superficies poderían reducirse á metade (velocidades superficiais de carga orgánica de 8 e 24 gDBO₅/m²·d para os sistemas FH e FV, respectivamente). Incluso na actualidade se deseñan humedais de fluxo vertical para cargas de 50 gDBO₅/m²·d, o que permite reducir máis a área requirida.

Se tomamos en consideración unicamente a alternativa de humedais de fluxo vertical (máis intensivos), a área de terreo necesario resulta duns 1.500 a 3.000 m² aproximadamente, para obter un tratamento de tipo secundario. Dependendo da calidade desexada para o efluente tratado, se poderían aplicar sistemas híbridos FV-FH, e aumentar lixeiramente esta superficie. Se ademáis se toman en consideración funcións paisaxísticas adicionais dos humedais, aspecto de gran interese por tratarse do campus universitario e pola súa localización urbana, isto requiriría adoptar áreas maiores, dedicando parte das superficies adicionais a sistemas con auga superficial á vista (fluxo superficial ou lagoas aerobias).

3.3.5- Caracterización das augas de mananciais dos Campus e definición de usos en función da calidade das mesmas.

Os diversos mananciais que afloran no campus da Universidade da Coruña foron analizados de forma puntual nunha campaña de mostraxe realizada en inverno de 2010-2011, xunto con algunhas das augas superficiais. De acordo co mapa da Figura 3.1B, as mostras M1, M4, M6 e M7 corresponden a mananciais naturais ou fontes, algunhas

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

delas actualmente en uso polo vecindario do Campus. As mostras M5, M8, M9 e M10 son augas de drenaxe dos baixos de determinados edificios da Universidade, e as mostras M2 e M3 corresponden ás augas superficiais dos regatos do Lagar e de Elviña, respectivamente.

Excluindo as augas superficiais (M2 e M3) e as fontes utilizadas polo vecindario (M4 e M7), para os restantes mananciais meteuse durante a campaña de seguimento un caudal de 258 L/min. De manterse en valores similares durante todo o ano, estes mananciais acumularían un caudal anual de 136.000 m³, cantidade que supera con creces os 50.000 m³ anuais consumidos actualmente pola UDC neste ámbito. Considerouse polo tanto que a dispoñibilidade de recurso autóctono posibilita un certo grado de autoabastecemento, que merece ser explorado.

Os resultados dos parámetros analíticos determinados (Táboa 3.5) indican pouca variabilidade dunhas a outras mostras de mananciais posuíndo todas elas valores moi baixos de SST e SSV. Cabe destacar o baixo valor de pH alcanzado na mostra do manancial M6, que aparece acompañado tamén dun baixo valor de osíxeno disolto. Por outra parte, o manancial M5 presenta a concentración de amoníaco máis elevada, xa que supera nun factor de 5 a 10 as concentracións das restantes mostras. Isto podería ser indicativo dalgún vertido de augas residuais que afecta de maneira especial aos mananciais M5 e M6, aínda que a ausencia de contaminación fecal nos mesmos é contraria a tal conclusión.

A concentración de osíxeno disolto é en xeneral elevada. A concentración residual de amoníaco (rango de 0,5 a 1,4 mg NH₄⁺/L, sen considerar o manancial M5 máis contaminado) supera o valor guía para a calidade A1 en canto á potabilización, e é indicativa da existencia dun proceso de contaminación de fondo na área. Ao tratarse de augas naturais osixenadas, a maior parte do nitróxeno presente sufriu un proceso de oxidación, e isto explica as elevadas concentracións de nitratos (no rango de 20 a 50 mg/L), que tamén supera na maioría dos casos o valor guía establecido para a produción de auga potable.

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

Táboa 3.5. Resultados obtidos nas determinacións analíticas para as augas de mananciais.

Mostra	pH	T° (°C)	Conductividade (μS/cm)	Osíxeno disolto (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	[NO ₃ ⁻] (mg/L)	[NH ₄ ⁺] (mg/L)	E.Coli/ 100mL
M1	7,7	12,9	305	10,6	2,0	1,8	39,3	1,28	Ausencia
M2	7,6	12,7	259,4	10,8	1,0	1,0	19,8	1,36	104
M3	6,9	12,9	263,3	10,5	1,5	1,5	19,6	1,26	34
M4	7,1	15,1	253,8	10,6	0,3	0,3	28,3	1,29	Ausencia
M5	7,1	14,1	396	9,7	0,0	0,0	47,2	5,04	Ausencia
M6	5,5	15,1	294,1	6,6	1,3	1,0	37,6	0,59	Ausencia
M7	6,8	14,4	254,9	10,4	7,3	3,5	50,4	0,96	Incontables
M8	6,6	16,8	221,2	8,7	6,0	5,5	26,8	0,63	Incontables
M9	7,0	15,9	226,1	10,0	2,5	2,5	25,1	0,63	Ausencia
M10	6,5	14,5	228,0	10,0	1,3	1,3	21	0,54	Ausencia

A presenza de contaminación na zona de estudo aparece claramente indicada polo contido de *E.Coli* na auga de catro dos dez mananciais analizados. Esta contaminación ten un probable orixe en vertidos fecais da actividade doméstica e universitaria, xa que na zona non teñen lugar outro tipo de actividades que poidan xerala.

O nivel de contaminación rexistrado fai necesario a adopción de medidas correctoras, aínda que se considera necesario un estudo en maior profundidade para determinar o alcance e orixe certo da mesma. De todas formas, a auga destes mananciais pódese destinar a moitos usos en substitución de auga potable da traída municipal. Tendo en conta os distintos valores para os parámetros esixidos para unha determinada calidade da auga indicados (RD 1620/2007) podemos establecer os distintos usos que se lle poderían asignar (Táboa 3.6), desde a aplicación das augas de alta calidade para uso residencial, e que son a maioría das analizadas, ata outros usos como o agrícola para augas de menor calidade.

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

Táboa 3.6. Distintos usos da auga en función da súa calidade actual.

<div style="display: flex; justify-content: space-around; align-items: center;"> <div style="display: flex; align-items: center;"> <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: green; margin-right: 5px;"></div> Recomendado </div> <div style="display: flex; align-items: center;"> <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: yellow; margin-right: 5px;"></div> Sen impedimentos </div> <div style="display: flex; align-items: center;"> <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: red; margin-right: 5px;"></div> Prohibido </div> </div>					
Mostras	Uso Residencial	Uso Urbano	Uso agrícola	Usos recreativos	Usos ambientais
M1					
M2					
M3					
M4					
M5					
M6					
M7					
M8					
M9					
M10					

Así pois, os resultados deste estudo permiten concluír que a maior parte das augas dos mananciais existentes no ámbito do campus poden ser empregadas para usos de tipo residencial asociado isto á súa elevada calidade. Porén, as augas dos mananciais M2 e M3 non poderán ser empregadas para uso residencial, debido á presenza, aínda que en baixa concentración, de *E. coli*, pero si como augas de uso urbano. As augas pertencentes aos mananciais codificados como M7 e M8 só se poderán empregar en algúns usos agrícolas e recreativos, debido isto ao elevado número de bacterias de *E. coli* presentes.

3.4- Conclusións.

Para este ámbito da UDC dispónse de medicións de consumo de auga e tamén de xeración de augas residuais e a súa concentración. A partir destes datos, xunto con factores bibliográficos de xeración, estímase o vertido do campus nuns 2.300 hab.eq. ou 136.000 gDBO₅/d. Cerca do 50% desta carga orgánica elimínase nos sistemas de evacuación e transporte ata a instalación de depuración, así como no pretratamento necesario. A área dun humidal construído de fluxo vertical necesario para a depuración completa do vertido estímase que pode variar entre os 1.500 e os 6.000 m², segundo a calidade do efluente desexada. Con todo, o vertido final na situación actual preséntase

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga

moi diluído pola súa mestura con augas pluviais e superficiais, alcanzando os 2.647 m³/d, dos que tan so uns 289 m³/día (o 11%) son augas residuais na orixe. Todo isto indica a necesidade de proceder á separación da rede de augas residuais para a súa optimización ambiental e económica da súa depuración. Esta separación permitiría alén diso preservar un elevado caudal que se podería utilizar directamente en diferentes usos no Campus. Nesta mesma liña, dispónse de ao menos 6 mananciais con calidade variable cuxo destino inicial podería ser a rega de zonas verdes e o uso en cisternas nos edificios.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Benayas J. y Alba D. (2007). La Universidad como Referente Social del Cambio hacia un Futuro Sostenible. Memorias del IV Seminario Internacional Universidad y Ambiente: Gestión Ambiental Institucional y Ordenamiento de los Campus Universitarios. UDCA. Bogotá, D.C., 59-75.
- [2] Soto, M. (2009). A ambientalización das universidades: o caso da UDC. *Actualidad Jurídica Ambiental*, 20 de abril de 2009, 1-19.
- [3] Cagiao J., Soto M., Martínez X.L., Giz J., Servia M.J., Sahuquillo E. y Piñeiro F. (2008). O uso sustentable da auga e a súa relación co territorio nos campus universitarios de Elviña e A Zapateira da Universidade da Coruña.
- [4] Cagiao J., Martínez X.L., Soto M., Giz J., Sahuquillo E. (2011). Proyecto SOSTUAGA: el uso sostenible del agua y su relación con el territorio en el Campus de Elviña y de la Zapateira de la Universidad de A Coruña-UDC (España). En Congreso de Urbanismo y Ordenación del Territorio: Un nuevo modelo para una nueva época, 64.
- [5] Soto, M., Sahuquillo E., Vázquez J.M. y Martínez X.L. (2007). Uso sustentable do territorio no campus de Elviña. I Congreso Internacional de Educación Ambiental dos Países Lusófonos e Galicia, 24-27 de Setembro, Santiago de Compostela.
- [6] López R., Taboada J. L. e López N.; (2008). Impacto ambiental en centros da USC. Vicerreitoría de calidade e Planificación. Universidade de Santiago de Compostela.
- [7] Soto e col. (2009). Informe sobre o impacto ambiental en centros da Universidade da Coruña. Vicerreitoría de Infraestruturas e Xestión Ambiental. A Coruña.
- [8] Henze H., Harremoës P., Jansens J. e Arvin E.; (1995). Wastewater treatment. Springer-Verlag, New York.
- [9] VV.AA. (2008). Gestión Sostenible del Agua Residual en Entornos Rurales. Proyecto Depuranat. Netbiblo, A Coruña.
- [10] Álvarez J. A., Ruíz I. e Soto M.; (2008). Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 33, 54-67.
- [11] Ruiz I., Díaz M. A., Crujeiras B., García J. e Soto M.; (2010). Solids hydrolysis and accumulation in a hybrid anaerobic digester-constructed wetlands system. *Ecological Engineering*, 36, 1007–1016.

Capítulo 4

Eficiencia en HC de flujo horizontal

4- EFICIENCIA EN HUMIDAIAS CONSTRUIDOS DE FLUXO HORIZONTAL.

4.1- Resumo

Neste capítulo descríbese o traballo realizado para a avaliación da capacidade de depuración de humidais de fluxo horizontal subsuperficial como tratamento de efluentes domésticos pretratados nun dixestor anaerobio. Empregáronse 5 unidades en paralelo, sen planta (FH1), ou cunha especie diferente en cada unha das outras unidades (FH2: xunco, FH3: lirio, FH4: tifa, FH5: carrizo). A auga residual procedente da Facultade de Filloxía pretratouse nun dixestor anaerobio que acadou porcentaxes de eliminación medias dun 60% SST, 40% DQO e 32% DBO₅.

Nunha primeira parte alimentouse a planta piloto co efluente residual de baixa concentración (efluente do dixestor anaerobio) e realizáronse 5 campañas de seguimento ao longo dun período de 2 anos. As características medias do influente aos humidais (idénticas para as 5 unidades) foron as seguintes: pH (7,3±0,2), SST (67±26 mg/L), DQO (198±68 mg/L), DBO₅ (98±37 mg/L), T (16,4±2,5 °C). A velocidade de carga hidráulica (VCH) para as distintas unidades estivo no rango de 24,8 a 26,3 mm/d e as velocidades de carga orgánica superficial (VCOS) resultaron de 1,6-1,7 gSST/m²·d, 4,7-5,1 gDQO/m²·d e 2,3-2,5 gDBO₅/m²·d. Nestas condicións de baixa carga alcanzáronse porcentaxes de eliminación medias do 89-93 %SST, 83-88 %DQO e 89-95 %DBO₅. Non se observou ningunha tendencia de evolución no tempo nin diferenzas significativas entre unidades, pois unicamente a unidade FH5 se mostrou estatisticamente superior a FH2 na eliminación de SST (p<0,05).

Nunha segunda parte do estudo (período de operación de 624 a 876 días), suplementouse o influente aos humidais con vinagre para incrementar a carga orgánica soluble e a velocidade de carga, e realizáronse 2 novas campañas de seguimento. As características medias do influente aos humidais neste período foron as seguintes: pH (5,6±0,1), SST (37±11 mg/L), DQO (321±32 mg/L), DBO₅ (208±20 mg/L), T (16,7±2,4 °C). A VCH mantívose no rango de 21,8 a 23,8 mm/d e as VCOS resultaron de 0,8-0,9 gSST/m²·d, 7,0-7,6 gDQO/m²·d e 4,6-4,9 gDBO₅/m²·d. Nestas condicións, os valores medios de eliminación de DBO₅ acadados foron os seguintes (%): FH1 (77,9±9,3), FH2 (87,1±3,4), FH3 (85,8±3,3), FH4 (68,9±3,3) e FH5 (94,3±6,1). As unidades FH3 (lirios) e FH5 (carrizos) mostraron porcentaxes de eliminación de DQO e

DBO₅ significativamente maiores que FH1 (sen plantas) e FH4 (tifa), mentres FH2 (xuncos) ficou nunha situación intermedia.

4.2- Introducción.

Diferentes tipoloxías de HC (Humidais Construídos) poden ser empregados no tratamento dunha gran variedade de augas residuais. As distintas condicións climáticas, o tamaño e as características de deseño dos humidais, os radios de carga e o réxime de funcionamento, a presenza de plantas e a súa composición... son parámetros a ter en conta para o estudo da eficacia nos humidais construídos. Os coñecementos obtidos ata o momento, dos diversos estudos realizados neste ámbito, recomendan empregar os citados sistemas como tratamento secundario ou terciario das augas residuais, empregando como tratamento primario e secundario fundamentalmente sistemas de dixestión anaerobia. A dixestión anaerobia permite eliminar entre o 70 e o 90% das partículas en suspensión, e entre o 40 e o 80% da materia orgánica medida como DQO (Demanda Química de Osíxeno) ou DBO (Demanda Bioquímica ou Biolóxica de Osíxeno) [1-2].

Concretamente o uso do dixestor anaerobio de leito de lodos de fluxo ascendente ou UASB (das súas siglas en inglés “Upflow Anerobic Sludge Blank”) para o tratamento de augas residuais en rexións tropicais é unha práctica consolidada [3-4] pero tales sistemas necesitan dunha etapa de postratamento para cumprir coa normativa vixente [5-6]. Polo que se fai necesario establecer un tratamento secundario ou postratamento [7-10] sobre todo en rexións de climas fríos ou temperados. Desta forma, tense proposto o emprego de sistemas combinados de DA-HC (Dixestión Anaerobia-Humidais Construídos) que son eficaces durante un largo período temporal. Dito tratamento combinado permite obter eficacias de eliminación destes sistemas combinados do 94% en sólidos, DQO e DBO. O UASB elimina en gran medida os SST (Sólidos en Suspensión Totais) e os HC completan o tratamento coa eliminación eficaz de materia orgánica, alén diso o tratamento anaerobio reduce a área de HC necesaria sobre un 30% e axuda a evitar os problemas de colmataxe. [10]

A presenza de plantas ou especies macrófitas nos humidais é un dos factores máis estudados no momento. Aínda que os resultados da comparación entre humidais con planta e humidais sen plantar non é unánime, a maioría dos estudos realizados obteñen eficacias maiores nos sistemas con planta, tendo a vexetación un efecto importante na eliminación de compostos orgánicos. Os efectos positivos das plantas

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

poden vir asociados pola creación dun ambiente aeróbico no contorno da rizosfera que facilita os procesos de degradación aeróbica e dos que carecen, polo tanto, os sistemas sen planta onde a degradación é máis anaeróbica (xa que nestes a entrada de osíxeno ao sistema só ten lugar por transferencia a través da interfase atmosfera-auga). As plantas xogan tamén un importante papel na estabilización superficial dos humidais, facilitando boas condicións para os fenómenos físicos de filtración, evitar a colmataxe nos sistemas de fluxo vertical e facilitar unha gran superficie para o crecemento microbiano. A diferenza na eficacia de depuración dos humidais con planta é fundamentalmente notoria nos sistemas de baixa carga superficial [13], pero a transferencia de osíxeno a través das raíces e rizosfera das plantas xoga un papel importante na degradación aeróbica da materia orgánica en humidais con fluxo subsuperficial onde as correntes de augas residuais amosan fundamentalmente características de anaerobiose [11]. Porén, hai tamén estudos que verifican a hipótese de que na eliminación da materia orgánica – medida como DBO e DQO- e dos sólidos, as diferenzas entre os sistemas con planta e sen planta non son cuantificables [14].

A especie macrófita máis empregada en todo o mundo en sistemas de HC é *Phragmites australis*, aínda que outras especies como *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Typha domingensis*, *Typha orientalis*, *Typha glauca*, *Scirpus lacustris*, *Scirpus validus*, *Scirpus californicus* e *Scirpus acutus* son moi empregadas [12]. Foron realizados varios estudos acerca da influencia do tipo de especie vexetal ou macrófita na eficacia de depuración. A meirande parte destas investigacións estudaron o efecto da macrófita na eliminación de nitróxeno e fósforo como nutrientes e en sistemas de fluxo horizontal subsuperficial. A revisión das investigacións realizadas ata esta data conclúen que non hai diferenzas significativas na capacidade de eliminación de materia orgánica en humidais horizontais de fluxo subsuperficial en función da especie vexetal [14], a maiores doutros que demostran que o tipo de planta por sí só non ten influencia na eliminación da carga orgánica senón que son as variacións estacionais as que teñen unha influencia significativa na capacidade de depuración [15]. De igual xeito determinan que os policultivos permiten acadar maiores rendementos de eliminación que os sistemas monocultivo [16-17]. Con todo outros autores expoñen que non se poden establecer diferenzas significativas en función da especie vexetal [18]. A eficacia na eliminación dos diversos contaminantes está máis afectada polo tempo de contacto (variando de xeito proporcional ó mesmo) que pola especie vexetal [19]. Como conclusión desta revisión bibliográfica pódese establecer que: 1) na eliminación de

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

materia orgánica a presenza de plantas xoga un papel importante, non tanto así na eliminación de sólidos en suspensión considerándose este un proceso fundamentalmente físico e abiótico, 2) os sistemas en policultivo obteñen mellores rendementos que os sistemas en monocultivo, 3) non poden establecerse diferenzas significativas en función do tipo de planta para a eliminación de materia orgánica determinada como DBO e DQO, xa que as condicións climatolóxicas, a aireación e dirección do fluxo, a carga do influente de entrada, o nivel de poboación das macrófitas e o tempo de contacto son factores que xogan un papel máis importante sobre as eficacias de eliminación. Finalmente, para concluír, cabe establecer que os resultados publicados ata o momento aluden a períodos de investigación moi curtos, non podendo establecerse conclusións veraces xa que para avaliar se efectivamente o tipo de especie vexetal ten influencia sobre a capacidade de depuración, sería necesario efectuar investigacións en períodos máis longos de cinco a dez anos [12].

O obxectivo deste estudo é a avaliación da eficacia de depuración de sistemas combinados de dixestor anaerobio-humidais construídos para o tratamento de augas residuais de tipo doméstico, neste caso, procedentes dun centro universitario. Para isto dispónse de cinco unidades de humidais de fluxo horizontal subsuperficial, que permitirán a analizarmos a influencia da presenza de planta e do tipo de especie plantada. Así mesmo, avaliaremos a influencia da carga orgánica e da velocidade de carga sobre a eficacia destes sistemas.

4.3- Materiais e métodos.

4.3.1- Instalación experimental.

A planta piloto conta con cinco unidades de humidais construídos de fluxo horizontal subsuperficial (HC FHSS) precedidos dun UASB.

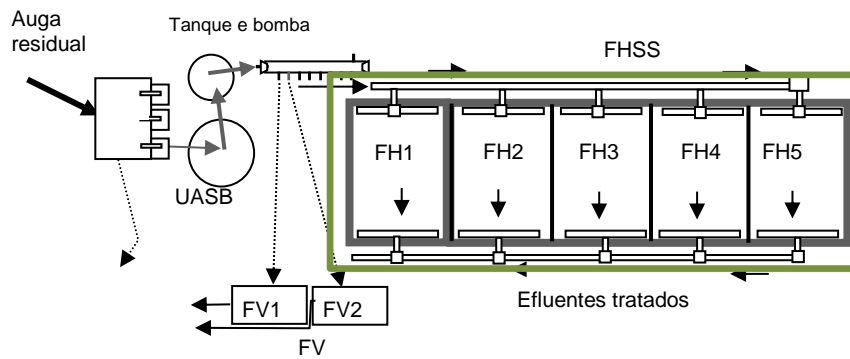


Figura 4.1. Planta piloto de A Zapateira, Campus da UDC, encadrados en verde os HC FHSS.

Cada unha das unidades FH ten unha superficie de 12 m^2 (3 m ancho x 4 m longo) e un tamaño de grava entre 6 e 12 mm, cunha profundidade de 35 cm de grava e 30 cm de auga no extremos final (saída) e unha porosidade dun 46%. A base das balsas presenta unha pendente do 1% en caída desde a entrada á saída. As plantas empregadas nos humidais de fluxo horizontal foron o xunco (*Juncus effusus*), lirio (*Iris pseudacorus*), tifa (*Thypha latifolia*), e carrizo (*Phragmites australis*) en FH2, FH3, FH4 e FH5 respectivamente. Unha das cinco unidades (FH1) mantívose sen planta, a modo de control.

4.3.2- Operación.

A planta piloto foi alimentada coas augas residuais procedentes da facultade de filoloxía arrastrando tamén as augas de chuvia e escorrentía dos sistemas de drenaxe e aparcadoiros da mesma. O réxime de alimentación á planta está regulado pola arqueta de entrada que posúe unha rexa de desbaste para a eliminación de sólidos de grandes dimensións e máis un aliviadoiro que permite evacuar o exceso de caudal. As augas residuais entran no sistema de tratamento de dixestión anaerobia (UASB de 2.26 m^3) por gravidade dende a arqueta de entrada e un tanque (0.77 m^3) conectado en serie ó mesmo permite albergar ditas augas sendo empregado, polo tanto, como tanque de almacenamento.

Eficiencia en HC de flujo horizontal

Desde o citado tanque de almacenamento un sistema de bombeo (“Watson Marlow”, Bomba 520S/R2 IP-31, Ref. 050.7131.2LE) permite subministrar un caudal regulado ós humidais construídos. Debido a que só existe caudal durante o período diúrno, pola noite apágase a bomba, mentres que o seu ciclo de funcionamento diúrno (temporizado) pode variar de 10 a 14 h (polo xeral, de 09 a 19 h e de 08 a 22 h respectivamente). De igual modo, ó existir só caudal durante o período lectivo a bomba permanece apagada tamén os fins de semana, polo que a alimentación queda reducida a 5 días/semana. Se durante o período de funcionamento non chega caudal á planta, o tanque de acumulación ou almacenamento permítenos seguir bombeando auga aos humidais. Durante todo o período de funcionamento rexistraranse os ciclos de funcionamento e os caudais puntuais dos 7 tubos do distribuídor. O caudal alimentado ao UASB será a suma destes sete caudais, xa que ó UASB entra auga por gravidade en función do volume retirado pola bomba. Os caudais mediranse todos os días (ou 3 veces/semana.), antes e despois de limpar o distribuídor, cebalo (purgar o aire acumulado) e acadar unha distribución uniforme. Con esta limpeza e outras tarefas de mantemento búscase que cada unidade reciba un caudal similar, o máis igual entre sí que se poida conseguir.

A instalación dotouse tamén dun depósito final con capacidade para recoller o efluente de cada unidade nun período que vai de 24 a 48 h en condicións normais de operación. En cada período equivalente (diario ou 3 veces á semana), medirase o nivel de auga nos depósitos de efluente, de ser o caso recóllese unha mostra, tras axitación do contido, e a continuación drénanse os depósitos e vóltanse a pechar as válvulas para acumular o efluente do seguinte período. Desta forma, as mostras de efluente recollidas son mostras que integran o volume total do período de 24-48 horas. Cada dous meses, lávanse os depósitos con auga limpa e un cepillo, facendo uso dunha manguera, ata eliminar todos os restos de sólidos que puideran acumularse.

Os valores medios dos caudais puntuais medidos no distribuidor (antes e despois da limpeza do distribuidor) serán tidos en consideración para o cálculo da velocidade de carga hidráulica para cada humidal así como das velocidades de carga en función da concentración do influente . Os caudais determinados a partir dos volumes acumulados nos tanque de saída permiten detectar situacións de funcionamento anómalo, e en situacións de operación correcta poden empregarse para determinar as perdas por evapotranspiración e as eliminacións máxicas de contaminantes.

4.3.3- Operación con baixa e alta carga.

Durante un período de estudo de dous anos e medio, para avaliar a eficacia dos humidais construídos en función da especie vexetal, realizáronse cinco campañas de seguimento. A continuación, nunha segunda fase da investigación, mediante sistema de bombeo anexo ó sistema de bombeo orixinal submínistrase unha alimentación de vinagre que incrementa a carga orgánica aproximadamente en 171 mg/L por enriba da carga orgánica tras o tratamento no dixestor anaerobio. Para avaliar a eficacia dos humidais construídos con incremento de carga orgánica son realizadas dúas campañas máis de seguimento de xeito análogo ás cinco anteriores.

4.3.4- Toma de mostras e análises.

Para efectuar a toma de mostras e a súa caracterización posterior defínense distintos puntos de mostraxe:

- M1: auga residual de entrada na planta piloto.
- M2: auga residual de saída do UASB e polo tanto entrada ós humidais construídos.
- H1, H2, H3, H4 e H5: auga tratada de saída dos humidais contruídos (FH's)

Os parámetros de mostraxe e réxime de funcionamento nas distintas campañas realizadas expóñense na Táboa 4.1. Os métodos de análise empregados son descritos en detalle no Capítulo 2 do presente traballo. No punto M1 (auga bruta) obtivéronse mostras integradas resultantes da recollida de mostra de cada hora e media durante o tempo de funcionamento da bomba, mediante o uso dun tomamostras automático (ISCO 3700), (a excepción da primeira campaña na que se recolleu unha única mostra puntual ás 12h do xoves as tres primeiras semanas de mostraxe e dúas mostras integradas das 9 h e 12 h do xoves as tres últimas semanas de mostraxe debido á ausencia do sistema autotomamostras). Da mesma forma e co mesmo réxime de integración, obtivéronse mostras integradas no punto M2 (efluente UASB e influente aos humidais) mediante o emprego dunha bomba peristáltica temporizada (Masterflex Model 7518-00) conectada ao tubo de entrada á bomba de alimentación aos humidais. Como se indicou arriba, as mostras para o efluente dos humidais foron mostras que integraron todo o volume nun período de 24 horas. En xeral, a toma de mostras realizouse desde as 12 horas do mércores ás 12 horas do xoves de cada semana de mostraxe.

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

Táboa 4.1. Réxime de funcionamento e mostraxe da planta piloto e parámetros de determinación analítica

Campaña	Tempo funcionamento (d)	Duración mostraxe	Período de funcionamento (h/d)		Parámetros analizados
			Bomba principal	Bomba incr. carga orgánica	
I (out/dec 2009)	0-42	6 semanas	10-14		A+B
II (feb/mar 2010)	126-146	4 semanas	10-14		A+B
III (Xuño 2010)	223-245	4 semanas	10-14		A+B
IV (out/nov 2010)	371-406	5 semanas	10-14		A+B+C
V (maio/xuño 2011)	580-601	4 semanas	10-14		A+B+C*
VI (nov/dec 2011)	748-669	4 semanas	10-14	10	A+B+D
VII (feb/mar 2012)	848-876	5 semanas	10-14	10	A+B+D*

Parámetros analizados:

A) Determinacións “*in situ*”: pH, T^a (temperatura), Condutividade, Potencial Redox, Osíxeno disolto;

B): pH, SST e SSV, DQO e DBO₅;

C): microorganismos patóxenos, HTP (Hidrocarburos Totais de Petróleo), N-NH₃ (Nitróxeno como Amonio), NTK (Nitróxeno Total Kjendhal), *o*-PO₄³⁻ (Orto-Fosfatos), P total (Fósforo Total), N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ (Nitróxeno como Nitritos e Nitratos);

D): N-NH₃, NTK, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻.

(B, C e D): parámetros determinados en laboratorio sobre mostraxas integradas, agás para microorganismos, que se determinaron en mostraxas puntuais). * Na V campaña non foron determinados os valores de HTP e na VII campaña non foron determinados os valores de N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻.

Neste capítulo serán estudados os parámetros contemplados nos grupos A e B para Humidais Construídos de Fluxo Horizontal, no Capítulo 5 serán estudados os parámetros contemplados nos grupos A e B para Humidais Construídos de Fluxo Vertical, mentres que os parámetros incluídos nos grupos C e D serán expostos no Capítulo 6 tanto para Humidais Construídos de Fluxo Horizontal como Vertical.

Para a análise estatística empregouse o paquete de análise de datos de Excel. A regresión linear simple e múltiple por mínimos cadrados foi avaliada mediante os coeficientes de regresión (R²), o coeficiente R² axustado, o parámetro estatístico F e a probabilidade (p). Aplicáronse así mesmo os métodos de análise de varianza (ANOVA)

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

para a comparación medias, considerando en xeral un nivel significativo para unha probabilidade p menor ou igual a 0,05.

4.4- Resultados e discusión.

Os estudos realizados permitirannos establecer conclusións da eficacia dos humidais construídos de fluxo horizontal en función da especie vexetal tendo en conta dúas variables: o tempo de funcionamento da planta e as condicións en sistemas de baixa e alta carga orgánica.

4.4.1- Eficacia de HCFH co tempo de funcionamento.

4.4.1.1- Parámetros de determinación “in situ”.

Os parámetros de determinación “in situ” son parámetros fundamentalmente físicos que se miden directamente na planta de tratamento a escala piloto en cada un dos puntos de mostraxe definidos con anterioridade. A variación destes parámetros dependerán fundamentalmente da carga contaminante das augas de entrada (en función da época do ano e polo tanto da asistencia a clase dos alumnos e persoal docente da facultade de Filoloxía) e das condicións meteorolóxicas. En particular, estacionalmente varían a temperatura e o réxime de precipitacións e pluviosidade que interfere de forma proporcional nos fenómenos de dilución. Os valores medios dos parámetros de determinación “in situ” obtidos nas distintas campañas para as augas de alimentación da planta de tratamento a escala piloto son recollidos na Táboa 4.2. Por outra banda, o réxime de chuvias acontecidas durante o período de mostraxe é exposta na Figura 4.2.

Táboa 4.2. Valores medios de parámetros de determinación “in situ” nas augas alimentadas á planta piloto

Campanha	pH	T (°C)	Conductividade (μ S/cm)	P. Redox (mV)	O ₂ disolto (mgO ₂ /L)
I	7,2	16,4	304	96,8	7,4
II	7,3	13,7	350	66,4	3,7
III	nd	nd	nd	nd	nd
IV	7,8	15,6	692	49,0	7,13
V	8,5	18,4	1145	65,5	6,5
Media do período global	7,7	16,0	623	69,4	6,2

nd: non determinado

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

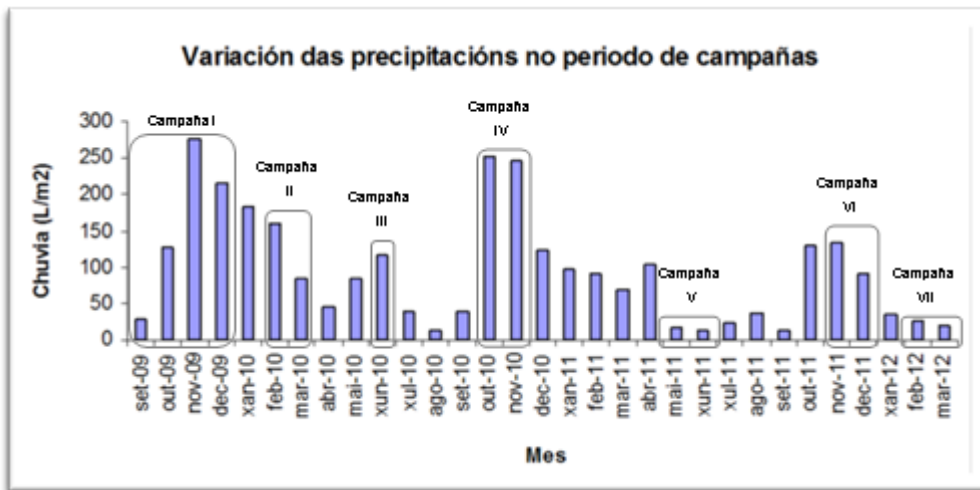


Figura 4.2. Diagrama de barras indicativo do réxime de pluviosidade no período de mostraxe.

(Fonte: www.meteogalicia.es)

Para a terceira campaña de seguimento non se obtiveron mostras de entrada para a súa caracterización debido á indisposición do equipo de automostraxe. Nas restantes catro campañas das que sí se dispoñen datos poden observarse os seguintes comportamentos dos parámetros físicos estudados nas augas de entrada á planta de tratamento a escala piloto:

-A variación de pH é practicamente inexistente e independente de calquera factor medioambiental ou climatolóxico.

-A variación de temperatura segue o comportamento esperado en función da época do ano na que se realizan as distintas campañas de seguimento, sendo, polo tanto, a climatoloxía o factor determinante na influencia da mesma.

-A condutividade varía de xeito inversamente proporcional ó rexime de precipitacións, xa que un maior nivel das mesmas implica a existencia de augas máis diluídas e polo tanto de menor concentración salina, este comportamento non se cumpre para a IV campaña, que pese a ser unha das máis chuviosas presenta unha condutividade elevada asociado isto quizais a un maior nivel de participación e asistencia do alumnado.

-Os valores de potencial redox acadados varían de xeito directamente proporcional ó rexime de precipitacións, a excepción de novo da IV campaña que posúe menos valor do esperado.

-A cantidade dispoñible de osíxeno disolto nas augas de entrada posúe unha relación directamente proporcional ó rexime de precipitacións, como cabe esperar, e do mesmo

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

xeito proporcional ós valores determinados para Potencial Redox, coa excepción, de novo, da IV campaña de mostraxe.

As características físico-químicas das augas de entrada influirán de xeito evidente nas características físico-químicas das augas de saída xunto coa influencia tamén da eficiencia na capacidade de depuración de cada un dos humidais. Así pois a variación dos citados parámetros atópase representado na Figura 4.3 que se ilustra a continuación. O comportamento gráfico para os parámetros físicos determinados “*in situ*” nas augas de saída pode resumirse nos seguintes puntos:

-Os valores de pH atópanse roldando sempre un valor medio de 7, sen existir variación significativa en función do humidal ou da campaña realizada. Se ben é certo que os valores de pH acadados para as mostras do influente son, de xeito xeral, superiores ás dos efluentes independentemente do tipo de humidal e da campaña realizada.

-Os valores de condutividade presentan un comportamento similar a tales valores nas mostras do influente, así pois, a condutividade nos efluentes de saída é superior na última das campañas realizadas, seguida da cuarta campaña e finalmente da segunda e primeiras campañas tal e como ocorría nas mostras do influente. Así pois, resulta evidente que as características de condutividade das mostras de influente inflúen de forma substancial nos valores de condutividade acadados nas mostras dos efluentes de saída.

-Os valores de potencial redox para as augas do influente son sempre superiores ós obtidos nas augas dos efluentes, aspecto xa esperado se se ten en conta que se trata de augas de entrada osixenadas que reciben no dixestor e nos humidais un tratamento anaerobio. A variación en función da especie vexetal ou campaña realizada non posúe un patrón de comportamento claro. Porén, se excluímos os datos do humidal FH2, os valores medios de Potencial redox (rango de -205 a -220 mV) aparecen correlacionados cos valores medios de OD (0,5 a 0,7 mgO₂/L) nas distintas unidades ($R^2 = 0,95$, $p=0,03$). O humidal FH2, cun valor de OD intermedio (0,60 mgO₂/L), mostrou valores de ORP sistematicamente máis baixos (media de -192 mV).

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

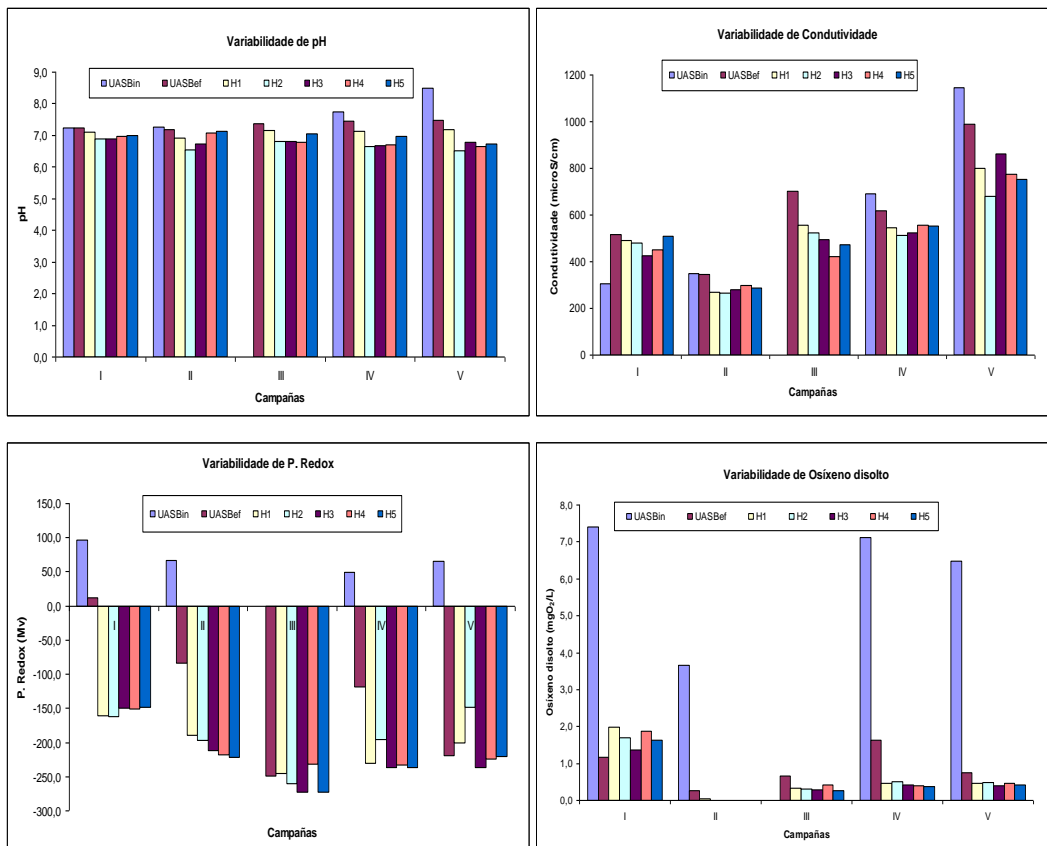


Figura 4.3. Variación de distintos parámetros físicos para os efluentes en función das distintas campañas.

Entre dúas das magnitudes estudadas –osíxeno disolto e temperatura- existe unha relación inversamente proporcional. Así a maior temperatura das augas residuais menor é a cantidade de osíxeno disolto presente nelas e a menor temperatura das mesmas maior será a cantidade de osíxeno disolto presente. Este comportamento ven explicado pola maior solubilidade de osíxeno a baixas temperaturas.

4.4.1.2- Parámetros carga orgánica.

Os parámetros de carga orgánica son parámetros determinados en laboratorio sobre mostras integradas para cada un dos puntos de mostraxe e diversas campañas, tales parámetros están especificados na Táboa 4.1 exposta con anterioridade. A variación destes parámetros dependerán fundamentalmente da carga contaminante das augas de entrada (en función da época do ano e polo tanto da asistencia a clase dos alumnos e persoal docente da facultade de Filoxía) e do réxime de precipitacións e pluviosidade que interfere de forma proporcional nos fenómenos de dilución, para as mostras de entrada. Nas mostras dos efluentes de saída son a eficiencia e capacidade de depuración en función dos humidais en xeral e da especie vexetal en particular os que

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

inflúen nos valores finais de tales parámetros. Os valores medios dos parámetros de determinación en laboratorio obtidos nas distintas campañas para as augas de alimentación da planta de tratamento a escala piloto son recollidos na Táboa 4.3. Por outra banda, o réxime de chuvias acontecidas durante o período de mostraxe foi exposta anteriormente na Figura 4.2.

Táboa 4.3. Valores medios de parámetros de carga orgánica nas augas alimentadas á planta piloto

Campaña	pH	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO ₅ (mg/L)
Influyente UASB					
I	7,2	28	17	43	25
II	7,2	95	89	242	129
III	nd	nd	nd	nd	nd
IV	7,3	172	166	372	118
V	8,1	308	288	441	202
Media do período global	7,4	151	140	274	118
Efluente UASB					
I	7,2	55	44	100	57
II	7,2	45	41	164	99
III	7,3	62	58	279	121
IV	7,3	63	57	225	66
V	7,7	112	103	224	145
Media do período global	7,3	67	61	198	98

nd: non determinado

Para a terceira campaña de seguimento non se obtiveron mostrax de entrada para a súa caracterización debido á indisposición do equipo de automostraxe. Nas restantes catro campañas das que sí se dispón de datos pode observarse o seguinte comportamento dos parámetros de carga orgánica estudados nas augas de entrada á planta de tratamento a escala piloto:

-A variación de pH é practicamente inexistente e independente de calquera factor medioambiental ou climatolóxico. Os valores de pH nas mostrax integradas son similares ós obtidos nas medicións puntuais *in situ*, se ben os valores das campañas IV e V non son tan elevados.

-A variación de Sólidos en Suspensión Totais e Sólidos en Suspensión Volátiles (SST e SSV respectivamente) varía de xeito inversamente proporcional ó réxime de pluviosidade a excepción da IV campaña que presenta valores máis elevados do

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

esperado, non sendo entón influente o efecto de dilución sobre as augas residuais das augas de chuvia. Se ben é certo que parece que outros factores como a asistencia de persoal estudantil e docente, a contaminación das canalizacións co tempo de funcionamento da planta... son factores tamén determinantes. Porén, tamén é posible que a alta concentración de SST no influente nun período de elevada pluviosidade se debese ó primeiro lavado de superficies despois dun tempo sen chuvia. De feito, a concentración en SST foi decaendo fortemente ó longo do período de 5 semanas de mostraxe.

- A variación de Demanda Química de Osíxeno e Demanda Biolóxica de Osíxeno (DQO e DBO respectivamente) varía de xeito inversamente proporcional ó réxime de pluviosidade a excepción da DQO na IV campaña. A variación de tódolos parámetros para as mostras de entrada seguen un comportamento similar. Por outra banda no caso específico de DQO e DBO obsérvase unha relación moi próxima a 2:1 en tódolos casos a excepción novamente da IV campaña na que o valor de DQO das augas de entrada é tres veces superior o valor acadado para DBO. A auga residual na campaña IV mostra baixa concentración no referido á DBO, pero unha maior concentración en SST e DQO, parte dos cales non serían biodegradables. É posible, que a elevada pluviosidade causara neste caso, un arrastre de partículas en suspensión procedentes do lavado de superficies que presentan unha menor biodegradabilidade (DBO_5) que a materia orgánica de orixe doméstico.

O UASB, ou tratamento anaerobio previo ós humidais construídos, permite acadar unhas porcentaxes de eliminación medios para as catro campañas realizadas dun 60% para SST, 40% para DQO e 32% para DBO.

4.4.1.3- Velocidades de carga e eficiencia.

Para cada unha das campañas realizadas obtéñense valores de Velocidade de Carga Hidráulica (VCH) en función do réxime de caudal alimentado a cada un dos humidais (determinado este unha ou dúas veces ó día), Velocidade de Carga Orgánica Superficial (VCOS) en función do caudal alimentado e de cada un dos parámetros determinados e eficiencias de eliminación en función de cada un dos parámetros determinados que permitirán establecer a eficacia de depuración en función da especie vexetal presente. Tódolos resultados obtidos son amosados nas Táboas 4.4-8. Para establecer comparación de cada un dos valores acadados por campaña represéntanse na Táboa 4.9 os valores medios obtidos tendo en conta as cinco campañas realizadas.

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

As cinco unidades FH recibiron o mesmo influente (por tanto, concentracións iguais) e caudais moi similares, como indican os valores medios para VCH mostrados nas Táboa 4.4-8. As velocidades de carga obtéñense como o produto da VCH pola concentración, empregando os valores medios para cada un destes parámetros. A eficiencia de eliminación obtívose a partir dos valores medios das concentracións de entrada e saída de cada unidade.

Táboa 4.4. Capacidade e eficiencia de tratamento para cada humidal (Campaña I)

Planta	FH1 <i>Sen plantar</i>	FH2 <i>Juncus effusus</i>	FH3 <i>Iris pseudacorus</i>	HF4 <i>Typha latifolia</i>	HF5 <i>Phragmites australis</i>
VCH (mm/d)	29,2	28,8	28,5	28,6	29,0
VCOS (g/m ² d)					
SST	1,60	1,57	1,56	1,56	1,59
DQO	2,90	2,86	2,84	2,84	2,89
DBO ₅	1,67	1,65	1,64	1,64	1,60
Eficiencia de eliminación (%)					
SST	82,4	93,2	92,9	95,4	93,0
DQO	81,9	80,4	84,9	87,4	85,5
DBO ₅	92,9	96,3	97,2	94,1	95,1

VCH: velocidade de carga hidráulica, VCOS: velocidade de carga orgánica superficial, SST: sólidos en suspensión totais, DQO: demanda química de osíxeno, DBO₅: demanda biolóxica de osíxeno.

Táboa 4.5. Capacidade e eficiencia de tratamento para cada humidal (Campaña II)

Planta	FH1 <i>Sen plantar</i>	FH2 <i>Juncus effusus</i>	FH3 <i>Iris pseudacorus</i>	HF4 <i>Typha latifolia</i>	HF5 <i>Phragmites australis</i>
VCH (mm/d)	27,5	30,0	28,8	27,6	29,5
VCOS (g/m ² d)					
SST	1,24	1,35	1,30	1,24	1,33
DQO	4,52	4,93	4,73	4,53	4,84
DBO ₅	2,72	2,96	2,85	2,72	2,91
Eficiencia de eliminación (%)					
SST	81,9	86,6	93,2	94,6	94,4
DQO	91,7	87,3	90,9	92,6	90,0
DBO ₅	82,2	93,9	69,5*	84,7	60,2*

*Nestes dous casos detectouse DBO₅ causada por nitrificación, xa que a relación DBO₅/DQO é maior que a unidade. Por esta razón, estes valores non se empregaron na obtención de medias e comparación de resultados. Nas campañas posteriores empregouse un inhibidor da nitrificación en todos os ensaios de DBO₅.

Eficiencia en HC de flujo horizontal

Táboa 4.6. Capacidad e eficiencia de tratamento para cada humidal (Campaña III)

Planta	FH1 <i>Sen plantar</i>	FH2 <i>Juncus effusus</i>	FH3 <i>Iris pseudacorus</i>	HF4 <i>Typha latifolia</i>	HF5 <i>Phragmites australis</i>
VCH (mm/d)	20,3	26,3	25,5	23,8	25,8
VCOS (g/m ² d)					
SST	1,25	1,61	1,57	1,46	1,58
DQO	5,65	7,31	7,12	6,63	7,16
DBO ₅	2,46	3,18	3,10	2,89	3,12
Eficiencia de eliminación (%)					
SST	94,3	91,2	86,3	92,0	90,5
DQO	89,1	87,1	83,2	88,4	88,0
DBO ₅	95,0	95,0	87,6	95,0	93,1

Táboa 4.7. Capacidad e eficiencia de tratamento para cada humidal (Campaña IV)

Planta	FH1 <i>Sen plantar</i>	FH2 <i>Juncus effusus</i>	FH3 <i>Iris pseudacorus</i>	HF4 <i>Typha latifolia</i>	HF5 <i>Phragmites australis</i>
VCH (mm/d)	24,9	24,3	24,7	25,2	24,9
VCOS (g/m ² d)					
SST	1,56	1,52	1,54	1,57	1,56
DQO	5,60	5,48	5,54	5,66	5,61
DBO ₅	1,65	1,62	1,64	1,67	1,65
Eficiencia de eliminación (%)					
SST	94,0	85,5	89,5	91,0	94,2
DQO	76,7	78,3	70,1	68,9	80,3
DBO ₅	99,4	99,7	97,4	97,7	99,8

Táboa 4.8. Capacidad e eficiencia de tratamento para cada humidal (Campaña V)

Planta	FH1 <i>Sen plantar</i>	FH2 <i>Juncus effusus</i>	FH3 <i>Iris pseudacorus</i>	HF4 <i>Typha latifolia</i>	HF5 <i>Phragmites australis</i>
VCH (mm/d)	22,1	21,3	22,3	22,3	22,2
VCOS (g/m ² d)					
SST	2,48	2,39	2,51	2,50	2,49
DQO	4,95	4,78	5,01	4,99	4,98
DBO ₅	3,20	3,10	3,24	3,23	3,22
Eficiencia de eliminación (%)					
SST	94,9	87,3	87,6	84,5	91,8
DQO	93,6	87,0	83,4	80,2	93,9
DBO ₅	94,5	91,3	83,9	78,6	91,4

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

Táboa 4.9. Capacidade e eficiencia de tratamento para cada humidal (Valores medios)

Planta	FH1 <i>Sen plantar</i>	FH2 <i>Juncus effusus</i>	FH3 <i>Iris pseudacorus</i>	HF4 <i>Typha latifolia</i>	HF5 <i>Phragmites australis</i>
VCH (mm/d)	24,8±3,7	26,1±3,5	26,0±2,7	25,5±2,6	26,3±3,0
VCOS (g/m ² d)					
SST	1,62±0,51	1,69±0,40	1,70±0,47	1,67±0,48	1,71±0,45
DQO	4,72±1,12	5,07±1,59	5,05±1,54	4,93±1,41	5,10±1,54
DBO ₅	2,34±0,67	2,50±0,80	2,49±0,79	2,43±0,73	2,51±0,79
Eficiencia de eliminación (%)					
SST	89,5±6,7	88,7±3,3	89,9±3,1	91,5±4,3	92,8±1,6
DQO	86,6±7,1	84,0±4,3	82,5±7,6	83,5±9,3	87,5±5,1
DBO ₅	92,8±6,4	95,3±3,1	91,5±6,8	90,0±8,1	94,9±3,6

Os valores obtidos para a VCH atópanse comprendidos no intervalo de 20.3-30 mm/d para tódalas campañas e todos e cada un dos humidais horizontais. O valor medio obtido de VCH é aproximadamente de 25 mm/d, polo que con estes resultados se observa que o comportamento hidráulico está perfectamente equilibrado nas diferentes campañas e humidais e que as pequenas desviacións existentes arredor do valor medio son debido fundamentalmente a problemas de obstrución nas canalizacións e condutos.

A VCOS para SST varía no intervalo de 1.24- 1.61 g/m²d para as catro primeiras campañas a excepción da V campaña que posúe un valor substancialmente superior de 2.5 g/m²d. A VCOS para DQO varía no intervalo de 2.84- 7.31 g/m²d acadándose un valor medio de aproximadamente 5 g/m²d. Neste caso cabe destacar os valores baixos da primeira campaña sobre as catro restantes e tamén os valores lixeiramente superiores na terceira campaña con respecto á segunda, cuarta e quinta. A VCOS para DBO varía no intervalo de 1.60-3.24 g/m²d acadándose un valor medio de aproximadamente 2.5 g/m²d. A variación da DBO é directamente proporcional á variación de DQO e como pode observarse nos valores medios obtidos a relación entre ambas é de 2:1 de DQO e DBO respectivamente como cabe esperar segundo os coñecementos teóricos.

As capacidades de eliminación posúen valores medios achegados ó 90% para tódolos parámetros estudados e en todos e cada un dos humidais horizontais avaliados.

As representacións gráficas de tódalas magnitudes estudadas en función do humidal horizontal (e especie vexetal que o conforma) e da campaña realizada permiten obter mellores visualizacións para o establecemento de conclusións. Estas representacións son ilustradas nas Figuras 4.4-10.

Eficiencia en HC de flujo horizontal

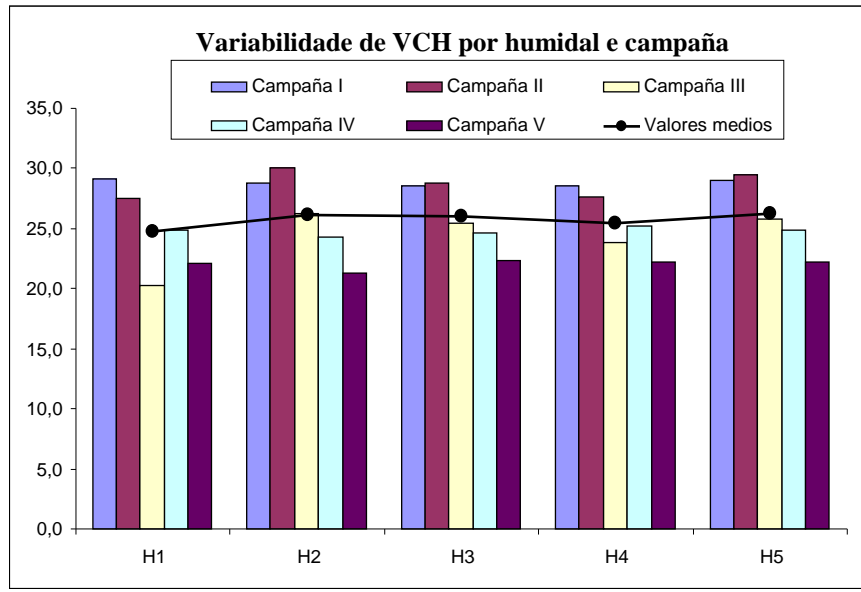


Figura 4.4. Variabilidad de VCH por humidal e campaña.

Son pequenas as variacións existentes de Velocidade de Carga Hidráulica en función do humidal e campaña estudados. Mais podemos dicir que as VCH para as dúas primeiras campañas son lixeiramente superiores ás obtidas no resto das campañas independentemente do humidal estudado e que en tódolos casos é a última das campañas a que posúe unha menor VCH. A redución da VCH ó longo do tempo podería deberse á progresiva perda de capacidade da bomba empregada. Os valores de VCH son os típicos para o tratamento secundario de efluentes urbanos en humidais de fluxo horizontal.

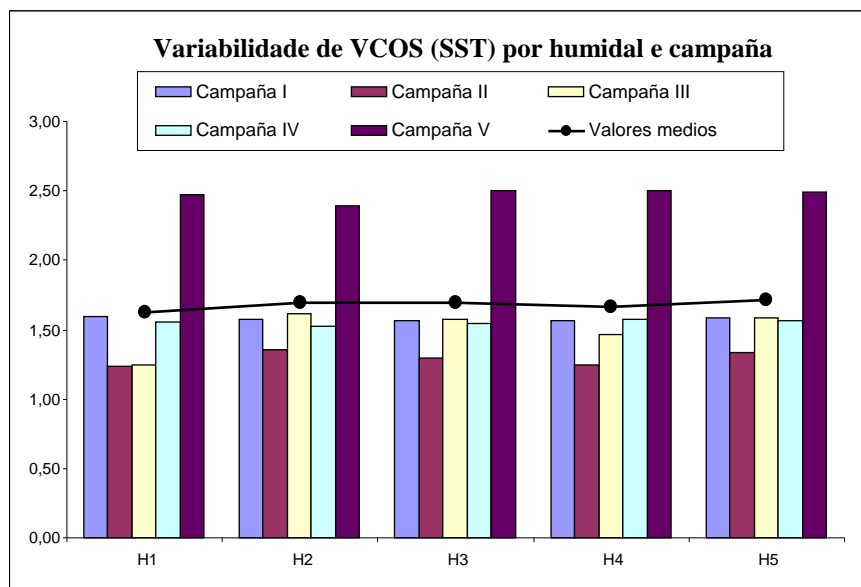


Figura 4.5. Variabilidad de VCOS (SST) por humidal e campaña.

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

A VCOS (SST) é notoriamente superior na última das campañas realizadas con respecto ás catro anteriores, de igual xeito que ocorría cos valores de SST para as augas de entrada. A variación de VCOS (SST) en función do humidal resulta desprezable.

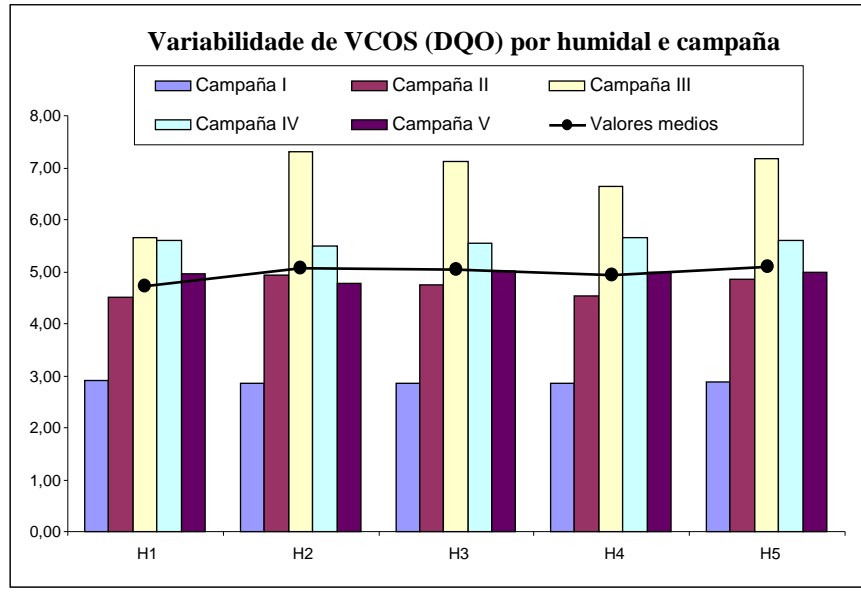


Figura 4.6. Variabilidade de VCOS (DQO) por humidal e campaña.

A VCOS (DQO) é notoriamente superior na terceira das campañas realizadas con respecto ás catro restantes, e fundamentalmente con respecto á primeira campaña que é a que posúe menor carga orgánica. Deste xeito o comportamento é representativo da caracterización de DQO nas mostras de entrada en función da campaña e aínda que non existe caracterización para a terceira campaña (en mostras de influente) estes niveles elevados de VCOS (DQO) concordan axeitadamente co período de baixas precipitacións no que se desenvolveu a terceira campaña. A variación de VCOS (DQO) en función do humidal resulta desprezable.

Eficiencia en HC de flujo horizontal

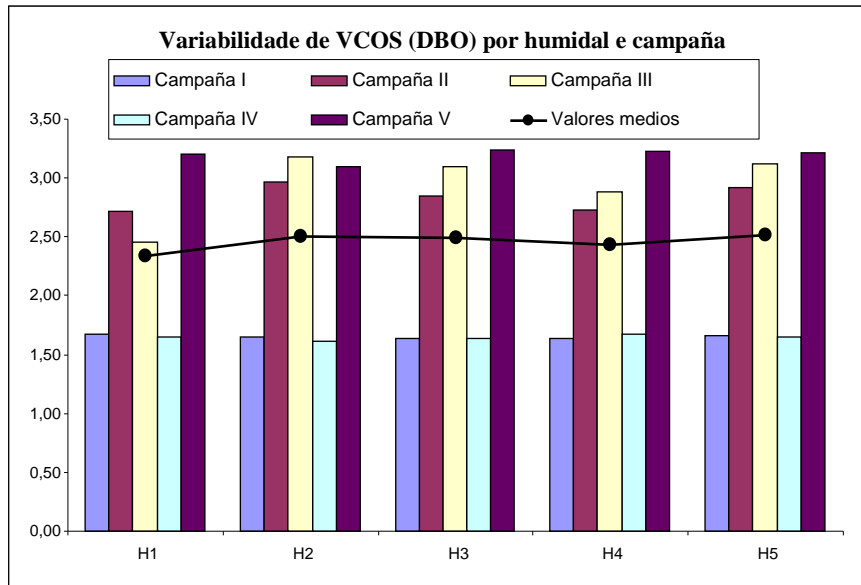


Figura 4.7. Variabilidade de VCOS (DBO) por humidificador e campaña.

Son a segunda, a terceira e a quinta campañas as que reciben unha maior velocidade de carga en canto a DBO se refire. En relación ás diferenzas na variabilidade da velocidade de carga en DQO e DBO, é a campaña IV a que se distingue, debido á menor concentración en DBO influente aos humidificadores neste período, segundo se analizou máis arriba. O que si se repite de novo é a variación seguindo un patrón de comportamento claramente similar entre os distintos humidificadores.

As velocidades de carga orgánica superficial foron reducidas durante todo o período de traballo, o que foi consecuencia da baixa dilución das augas residuais recibidas na planta. Os valores medios de VCOS en DBO_5 foron de 2,3-2,5 $\text{g DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$, que resultan do 50% da VCOS de deseño deste tipo de humidificadores (5 $\text{g DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$, [20, 21]). Porén, estas VCOS caen dentro dos rangos de operación dos humidificadores non sobrecargados.

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

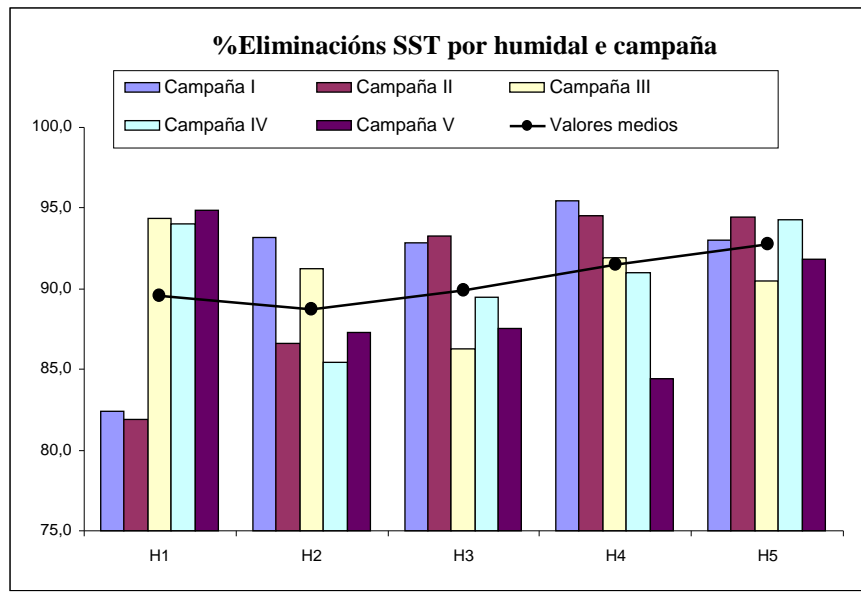


Figura 4.8. Eficiencia de eliminación (% eliminación SST) por humidal e campaña.

Nas dúas primeiras campañas realizadas parece evidente que o papel das plantas xoga un papel fundamental na eliminación de Sólidos en Suspensión Totais, porén a medida que se incrementa o período de funcionamento da planta depuradora non se pode establecer diferenza algunha para a eliminación de sólidos en función da existencia de vexetación ou non nin en función da especie vexetal. Na eficacia de eliminación terá tamén influencia o desenvolvemento das plantas que nas primeiras campañas é menor.

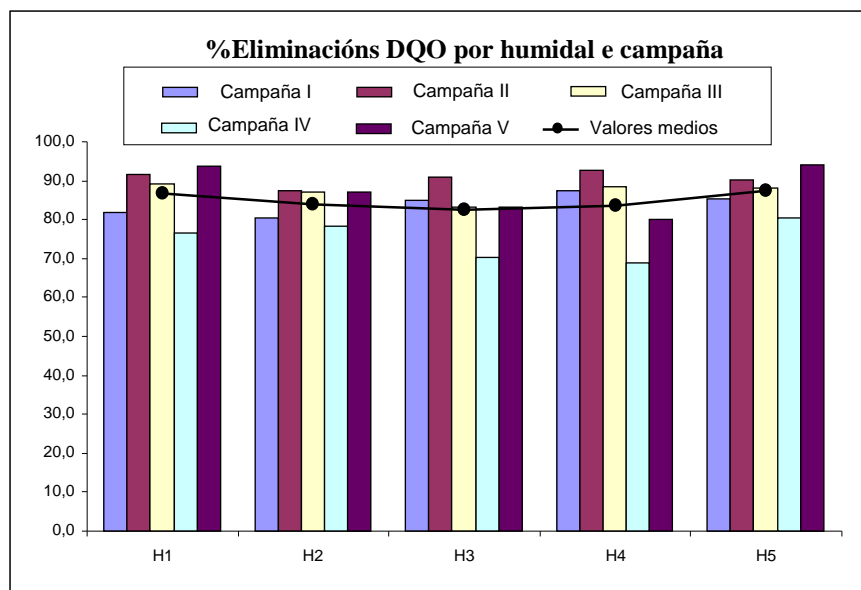


Figura 4.9. Eficiencia de eliminación (% eliminación DQO) por humidal e campaña.

Eficiencia en HC de flujo horizontal

As porcentaxes de eliminación de DQO son similares para tódolos humidais e tódalas campañas sen poder establecerse conclusións finais. O que se pode observar é que durante a IV campaña a eficiencia de eliminación de DQO decae en tódolos casos aspecto xa salientado na Táboa 4.7. sendo esta tamén unha das campañas que posúe unha maior carga orgánica nas mostras de entrada sen facer efecto as elevadas precipitacións. Pode pensarse que o tipo ou características da materia orgánica que chega á instalación (nesta campaña IV cunha relación DBO_5/DQO claramente inferior) sería o único factor que afecta á % de eliminación de DQO.

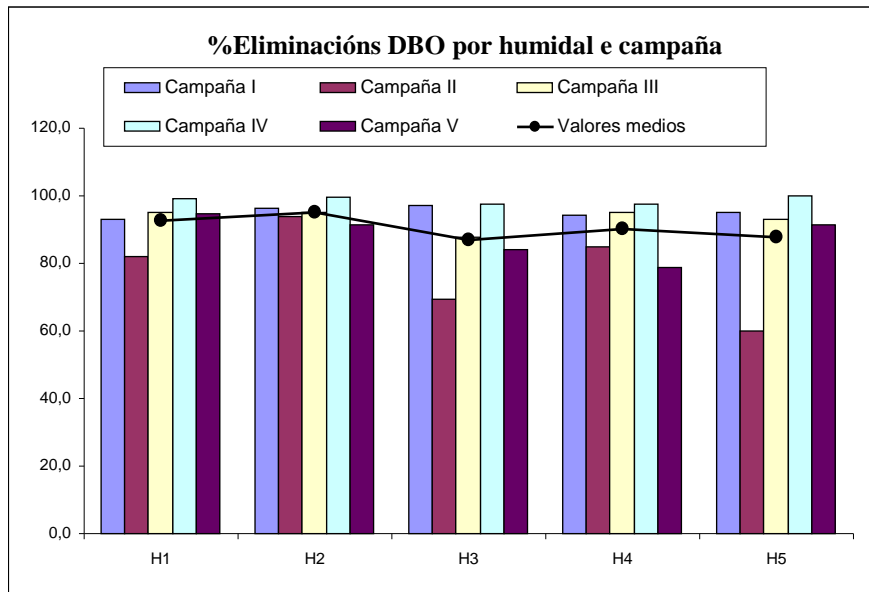


Figura 4.10. Eficiencia de eliminación (% eliminación DBO) por humidal e campaña.

Non se poden establecer tampouco diferenzas na capacidade de eliminación de DBO en función da campaña nin do humidal, independentemente da existencia ou non e do tipo de especie vexetal. Os valores de porcentaxe de DBO_5 eliminada son elevados (medias no rango de 87%-95% -ver Táboa 4.9-), sen variacións dunha a outra campaña.

Aínda que na meirande parte das ocasións as porcentaxes de eliminación das distintas variables estudadas son menores para o humidal sen vexetación (H1) nas primeiras etapas de mostraxe, a medida que se incrementa o tempo de funcionamento da planta depuradora as porcentaxes de eliminación son similares, acadándose incluso valores superiores de eliminación de SST e DQO que noutros humidais con vexetación como H2 (*Juncus effusus*). Deste xeito non se puideron establecer diferenzas significativas na capacidade de depuración das distintas variables expostas en función da presenza ou ausencia de vexetación nin en función da especie vexetal que se atopa

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

plantado no humidal. Unicamente a unidade FH5 se mostrou estatisticamente superior a FH2 na eliminación de SST ($p < 0,05$). Tampouco se observou ningunha tendencia de evolución no tempo para a eliminación de DBO_5 .

4.4.2- Eficacia de HCFH en función da carga contaminante do influente.

O procedemento para o incremento da carga orgánica realizouse con botellas de vinagre comerciais que amosaban un valor teórico dun 6% HAc. Este porcentaxe foi en principio determinado por dúas técnicas: DQO e HPLC, dando un resultado experimental dun 5,47% e 6,05% de HAc respectivamente.

Durante un mes (entre os días 624 a 656 de operación) foron distintas as concentracións de HAc engadidas ós humidais variando estas no rango de 171 mgHAc/L a 295 mgHAc/L, ó tempo que se facía un seguimento activo de DQO e pH en mostras de influente e efluente tomadas de modo puntual ás 12:00 h durante dous días á semana. Os resultados acadados amosan unha evidencia clara de diminución de pH co incremento da DQO, feito polo cal se considerou axeitada a cantidade de 171 mgHAc/L para non acusar valores demasiado ácidos de pH que comprometesen a supervivencia das especies vexetais e microbianas.

Para acadar este incremento de concentración nas augas do influente foron engadidas mesturas de 1/1,5 vinagre/auga durante as 10h de funcionamento da bomba da planta a escala piloto a un caudal de 20mL/min. Este incremento en HAc implica un incremento en DQO de 182 mg/L (factor de conversión de 1.067 de HAc a DQO) e un incremento de 127 mg/L de DBO_5 estimado a partir das determinacións experimentais. A partir de aquí mantívose este incremento da carga orgánica (entre os días 681 e 876 de operación), e realizáronse dúas campañas de seguimento (ver a Táboa 4.1) seguindo o procedemento e réxime de mostraxe análogo ao das campañas anteriores.

4.4.2.1- Parámetros de determinación “in situ”.

Os parámetros de determinación “in situ” medidos son exactamente os mesmos que en campañas anteriores. Na Táboa 4.10. amósanse os valores medios de tales parámetros nas augas do influente.

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

Táboa 4.10. Valores medios dos parámetros de determinación “*in situ*” nas augas alimentadas á planta piloto

Campana	pH	T (°C)	Conductividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	P. Redox (mV)	O ₂ disolto (mgO ₂ /L)
VI	7.8	16.0	695	61.0	7.6
VII	8.0	14.8	554	24.0	6.5
Media do período global	7.9	15.4	624	42.5	7.0

A variación de pH nas augas de alimentación á planta piloto segue un comportamento análogo ó das cinco primeiras campañas sen poder establecerse relación algunha coa climatoloxía ou réxime de precipitacións (Figura 4.2) ou ben co humidal en cuestión, como se pode observar na primeira representación gráfica da Figura 4.11. Mais, debido ó incremento en carga orgánica de 171 mgHAc/L o pH do influente aos humidais (identificado na Figura 4.11 como UASBef) diminúe en ámbalas dúas campañas de xeito evidente en aproximadamente dúas unidades con respecto ás augas de influente como se pode ver na primeira representación gráfica da Figura 4.11, feito que non ocorría en campañas anteriores onde a diminución entre as augas de influente e efluente do dixestor UASB era inapreciable. O pH recupérase tras o paso da auga polos humidais, parcialmente no caso da campaña VI (rango 6,0-6,6) e case completamente no caso da campaña VII (rango 6,8-7,1).

A temperatura manifesta unha relación evidente en relación á época do ano en que se realizaron as campañas de seguimento (ver Táboa 4.10). Igualmente, as variacións na condutividade, Potencial Redox e osíxeno disolto poderían explicarse polas variacións na concentración causadas en parte polo efecto da dilución coa auga de chuva (Figura 4.2). Da mesma maneira que en campañas anteriores os valores de potencial redox nas augas do influente son superiores ás do efluente como cabe esperar polas características de anaerobiose dos últimos. Este comportamento está ben ilustrado na terceira representación da Figura 4.11, que tamén indica que na campaña VII o efluente do dixestor UASB non acadaba un potencial redox moi baixo. En todo caso, os valores medios de Potencial redox (rango de -240 a -250 mV) aparecen correlacionados cos valores medios de OD (0,5 a 0,75 mgO₂/L) nas distintas unidades ($R^2 = 0,83$, $p=0,03$).

Eficiencia en HC de flujo horizontal

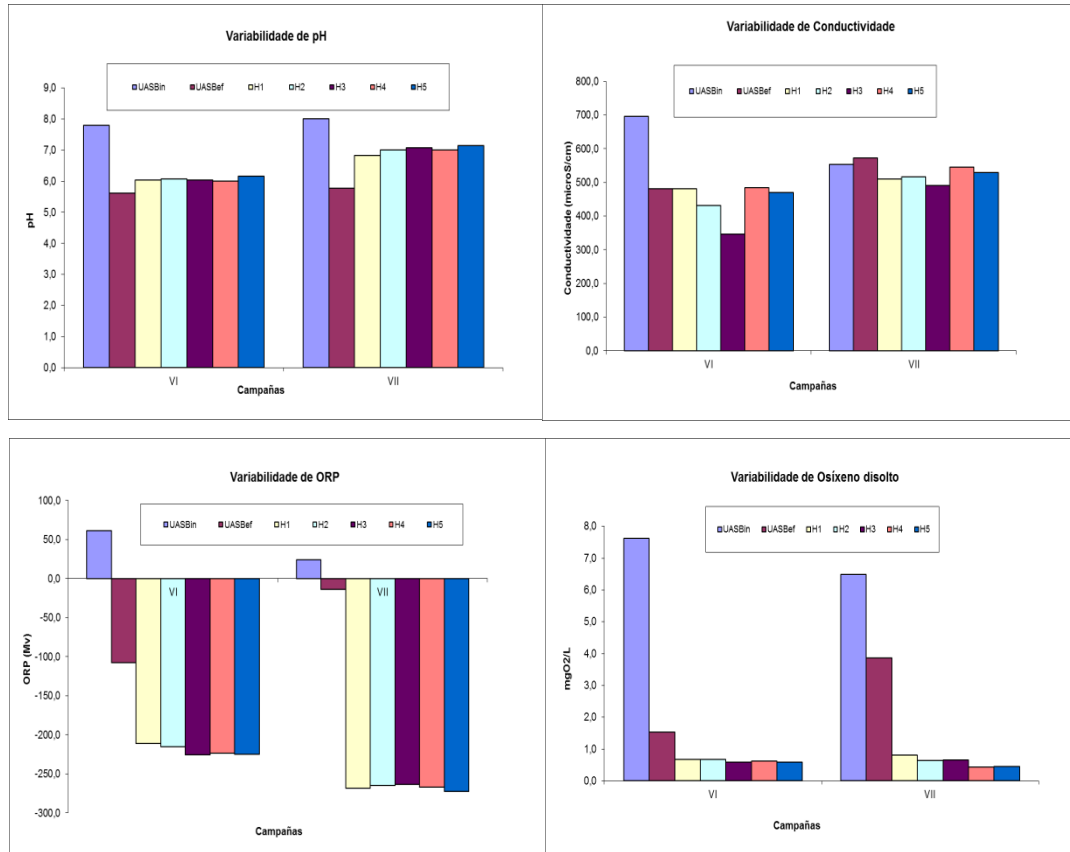


Figura 4.11. Variación de parámetros físicos para os efluentes en función das distintas campañas (O punto indicado como UASBef corresponde co efluente do dixestor unha vez suplementado con vinagre para incrementar a carga orgánica, de tal forma que constitúe o influente aos humidais).

4.4.2.2- Parámetros de carga orgánica.

Os parámetros de carga orgánica estudados son exactamente os mesmos que os expostos nas cinco campañas anteriores previo ó incremento da carga orgánica. Os valores medios destes parámetros son expostos na seguinte Táboa 4.11.

Táboa 4.11. Valores medios dos parámetros de carga orgánica nas augas alimentadas á planta piloto

Campaña	pH	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	DQO(mg O ₂ /L)	DBO ₅ (mg/L)
Influente UASB					
VI	7,4	57	51	153	61
VII	7,7	51	47	183	106
Media do período global	7,6	54	49	168	84
Influente humidais (Efluente UASB + vinagre)					
VI	5,5	45	40	343	222
VII	5,6	29	28	298	194
Media do período global	5,6	23	34	320	208

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

O efluente que chega á planta é diluído, en maior proporción aínda que durante as campañas precedentes. A relación DBO₅/DQO resulta de 0,4 na campaña VI e aumenta a 0,6 na campaña VII.

O UASB, ou tratamento anaerobio previo ós humidais construídos, permite acadar unhas porcentaxes de eliminación dun 32% para SST (media para as dúas campañas VI e VII), 37% para DQO (campaña VII) e 37% para DBO (campaña VII). Estes baixos rendementos están relacionados co carácter tan diluído do influente.

Antes da súa alimentación ós humidais, o efluente do UASB foi suplementado có vinagre, estimándose un incremento da DQO e da DBO₅ en valores de 182 e 127 mg/L, respectivamente.

4.4.2.3- Velocidades de carga e eficiencia.

Para cada unha das campañas realizadas obtéñense valores de Velocidade de Carga Hidráulica (VCH) en función do réxime de caudal alimentado a cada un dos humidais (determinado este unha ou dúas veces ó día), Velocidade de Carga Orgánica Superficial (VCOS) en función do caudal alimentado e de cada un dos parámetros determinados e eficiencias de eliminación en función de cada un dos parámetros determinados que permitirán establecer a eficacia de depuración en función da especie vexetal presente. Tódolos resultados obtidos son amosados nas Táboas 4.12-13. Para establecer comparación de cada un dos valores acadados por campaña represéntanse na Táboa 4.14 os valores medios obtidos tendo en conta as dúas campañas realizadas para o incremento de carga orgánica. Para establecer unha comparación en función da velocidade de carga recóllense na Táboa 4.14 os valores medios obtidos nestas dúas campañas.

Eficiencia en HC de flujo horizontal

Táboa 4.12. Capacidade e eficiencia de tratamento para cada humidal (Campaña VI)

Planta	FH1 <i>Sen plantar</i>	FH2 <i>Juncus effusus</i>	FH3 <i>Iris pseudacorus</i>	HF4 <i>Typha latifolia</i>	HF5 <i>Phragmites australis</i>
VCH (mm/d)	22,8	22,7	22,3	22,7	21,4
VCOS (g/m ² d)					
SST	1,02	1,01	0,99	1,01	0,95
DQO	7,82	7,79	7,62	7,78	7,32
DBO ₅	5,08	5,05	4,95	5,05	4,75
Eficiencia de eliminación (%)					
SST	57,8	64,0	68,2	61,6	87,4
DQO	67,6	81,8	80,1	68,2	92,3
DBO ₅	71,3	89,5	83,4	66,6	98,6

Táboa 4.13. Capacidade e eficiencia de tratamento para cada humidal (Campaña VII)

Planta	FH1 <i>Sen plantar</i>	FH2 <i>Juncus effusus</i>	FH3 <i>Iris pseudacorus</i>	HF4 <i>Typha latifolia</i>	HF5 <i>Phragmites australis</i>
VCH (mm/d)	22,6	24,8	21,4	21,2	23,2
VCOS (g/m ² d)					
SST	0,66	0,73	0,63	0,62	0,68
DQO	6,73	7,38	6,38	6,32	6,89
DBO ₅	4,37	4,80	4,15	4,11	4,48
Eficiencia de eliminación (%)					
SST	72,7	77,2	83,5	76,2	84,5
DQO	66,0	76,2	79,1	65,7	83,0
DBO ₅	84,5	84,7	88,1	71,3	89,9

Táboa 4.14. Capacidade e eficiencia de tratamento para cada humidal (Valores medios Campañas VI e VII)

Planta	FH1 <i>Sen plantar</i>	FH2 <i>Juncus effusus</i>	FH3 <i>Iris pseudacorus</i>	HF4 <i>Typha latifolia</i>	HF5 <i>Phragmites australis</i>
VCH (mm/d)	22,7±0,2	23,8±1,5	21,8±0,6	22,0±1,1	22,3±1,3
VCOS (g/m ² d)					
SST	0,84±0,25	0,87±0,20	0,81±0,26	0,82±0,28	0,82±0,20
DQO	7,28±0,77	7,58±0,29	7,00±0,88	7,05±1,03	7,11±0,30
DBO ₅	4,73±0,50	4,93±0,18	4,55±0,57	4,58±0,67	4,62±0,19
Eficiencia de eliminación (%)					
SST	65,3±10,5	70,6±9,3	75,8±10,8	68,9±10,3	85,9±2,0
DQO	66,8±1,2	79,0±3,9	79,6±0,7	66,9±1,7	87,7±6,6
DBO ₅	77,9±9,3	87,1±3,4	85,8±3,3	68,9±3,3	94,3±6,1

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

Os valores obtidos para a VCH atópanse comprendidos no intervalo de 21.2 - 24.8 mm/d para ambas campañas e todos e cada un dos humidais horizontais. O valor medio obtido de VCH é aproximadamente de 22.5 mm/d, polo que con estes resultados se observa que o comportamento hidráulico está perfectamente equilibrado nas diferentes campañas e humidais e que as pequenas desviacións existentes arredor do valor medio son debidas fundamentalmente a problemas de obstrución nas canalizacións, pero son efectivamente minimizadas polas operacións de mantemento da planta.

A VCOS para SST varía no intervalo de 0,6- 1,02 g/m²d. A VCOS para DQO varía no intervalo 6,3- 7,8 g/m²d acadándose un valor medio de aproximadamente 7,2 g/m²d. . A VCOS para DBO varía no intervalo de 4,1-5,1 g/m²d acadándose un valor medio de 4,7 g/m²d.

As porcentaxes de eliminación varían nestas dúas campañas dende o 57,8% ata o 87,4% para SST, dende o 65,7% ata o 92,3% para DQO e dende o 66,6% ata o 98,6% para DBO₅ en función da especie vexetal. Os valores medios de eliminación de DBO₅ acadados foron os seguintes (%): FH1 (77,9±9,3), FH2 (87,1±3,4), FH3 (85,8±3,3), FH4 (68,9±3,3) e FH5 (94,3±6,1). De forma xeral é a especie *Phragmites australis* a que acada un maior porcentaxe de eliminación en tódalas variables e en condicións de alta carga orgánica seguida de *Iris pseudacorus* que acada maior eficiencia de eliminación de SST que *Juncus effusus* pero porcentaxes de eliminación similares de DQO e DBO₅. Son os humidais con *Typha latifolia* e o humidal sen especie vexetal os que presentan menores porcentaxes de eliminación en tódolos parámetros e tan só o porcentaxe de eliminación de SST é superior no humidal plantado con *Typha latifolia*, dando porcentaxes de eliminación moi similares ó humidal sen planta para a eliminación de DQO e DBO₅.

Nestas condicións, observáronse así diferenzas significativas (p=0,05) entre o rendemento das diferentes unidades, no que se refire á eliminación de DBO₅ (e tamén de DQO). As unidades FH2 (xuncos), FH3 (lirios) e FH5 (carrizos) mostraron unha porcentaxe de eliminación de DBO₅ significativamente maior que FH4 (tifa), e FH1 (sen plantas) presentou unha porcentaxe de eliminación de DBO₅ inferior ás unidades plantadas (agás FH4), mais a diferenza non chegou a ser estatisticamente significativa. Á súa vez, as unidades FH3 e FH5 mostraron unha porcentaxe de eliminación de DQO significativamente maior que FH1 e FH4, mentres FH2 ficou nunha situación intermedia.

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

4.4.3- Comparación dos sistemas de HC con baixa e alta carga orgánica (sen e con adición de vinagre).

O obxectivo das dúas últimas campañas realizadas consistía en operar cunha maior VCOS, mediante un incremento na concentración do influente, xa que a VCH foi similar ou algo máis baixa nestas dúas últimas campañas. Porén o incremento de carga foi máis baixo do esperado en parte porque o influente de entrada presentaba unha dilución maior da esperada en relación á época do ano. Así pois a comparación entre a concentración de influente para as distintas variables nas sete campañas empregadas e as diferentes concentracións nos efluentes amósanse nas seguintes representacións gráficas.

Eficiencia en HC de flujo horizontal

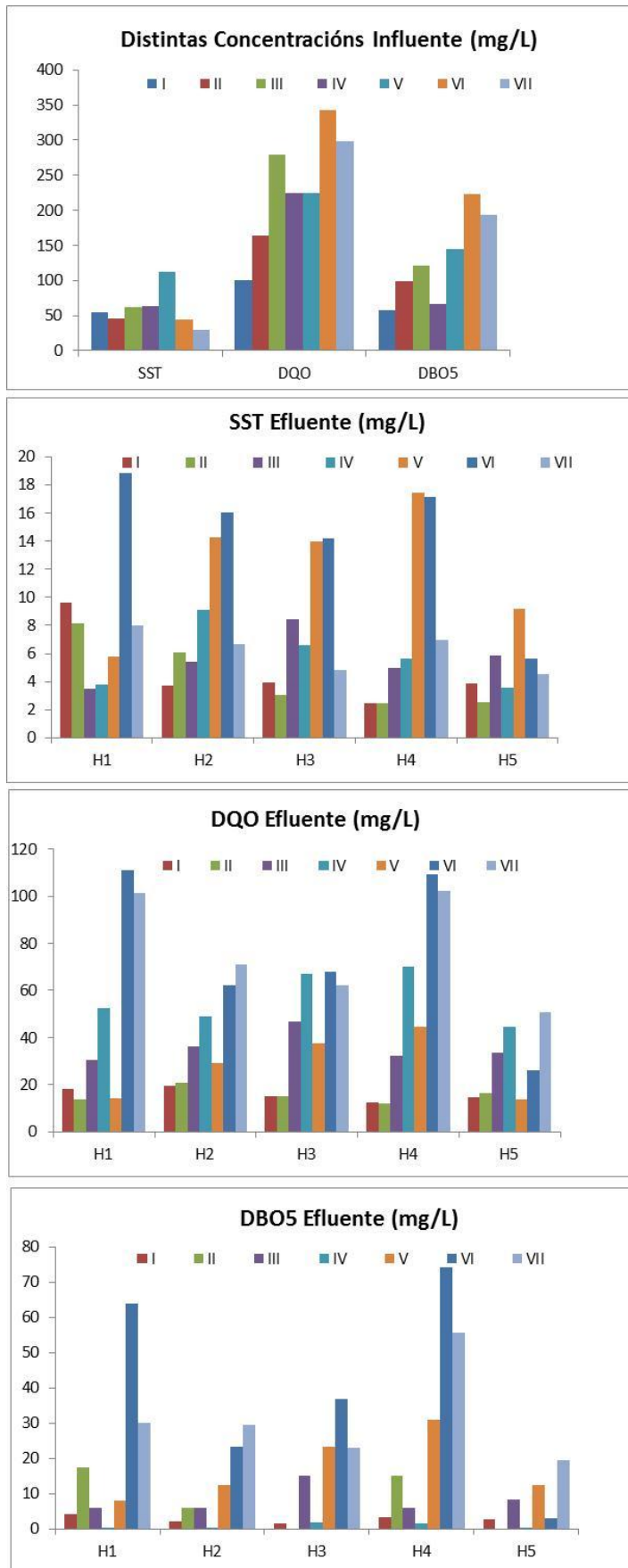


Figura 4.12. Variación de parámetros de carga orgánica influente/efluente por humedal e campaña.

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

- A concentración de SST no efluente aumentou co tempo nos humidais H2, H3 e H4, pero non así en H1 e H5. O valor máis elevado parece para H1 no período VI, tras a adición de vinagre, pero para os restantes humidais xa tiña aparecido no período V, antes da adición de vinagre. Durante o período VII rexístrase unha redución da concentración en SST en todos os humidais, en relación cos períodos inmediatamente anteriores. Este comportamento podería vir explicado pola concentración influente en SST xunto coa evolución no tempo. A concentración efluente parece aumentar coa concentración influente e co paso do tempo.
- A DQO e a DBO₅ nos efluentes aumentaron co tempo de operación, como tamén o fixo dunha forma xeral a DQO e a DBO₅ influente.
- O comportamento diferenciado tras o inicio da alimentación con vinagre móstrano os humidais H1 (sen plantas) e H4 (tifa), que rexistran concentracións máis elevadas de DQO e DBO₅ no efluente. O humidal H4 sufriu de forma acusada o efecto do pH ácido, que conduciu á morte da vexetación nos momentos iniciais da alimentación con vinagre.
- O humidal H5 plantado con carrizo mostrou o mellor comportamento fronte ao incremento de carga e ao pH ácido, con valores de concentración efluente que non se diferencian dos acadados nos períodos anteriores. Os humidais H2 (xuncos) e H3 (espadanas) mostran valores de DBO₅ lixeiramente máis elevados durante a alimentación con vinagre, chegando a superar nalgún dos períodos os valores límite de vertedura de 25 mg/L.

4.4.3.1- Velocidades de carga e eficiencia.

A Velocidade de carga orgánica superficial ($\text{g/m}^2\cdot\text{d}$) durante os períodos de alimentación sen vinagre e con vinagre, en valores medios para os cinco humidais, son expostos na Táboa 4.15.

Táboa 4.15. Valores medios de VCOS para os períodos de baixa e alta carga

	n	SST	DQO	DBO ₅
Períodos I-V	5	1,68±0,03	4,97±0,15	2,46±0,07
Períodos VI-VII	2	0,83±0,02	7,20±0,24	4,68±0,15

A VCOS en SST durante a etapa de adición de vinagre foi a metade da correspondente ao período anterior, o que se debe á chegada a planta dun efluente

Eficiencia en HC de flujo horizontal

residual máis diluído, pois a adición de vinagre non interfere neste parámetro. A adición de vinagre incrementou a VCO en DQO e DBO5, aínda que en menor grao do esperado, como consecuencia do carácter extremadamente diluído da auga residual influente. Os incrementos foron do 44% en DQO e do 90% en DBO5.

As porcentaxes medias de eliminación para a alimentación sen e con vinagre móstranse na seguinte figura 4.13.

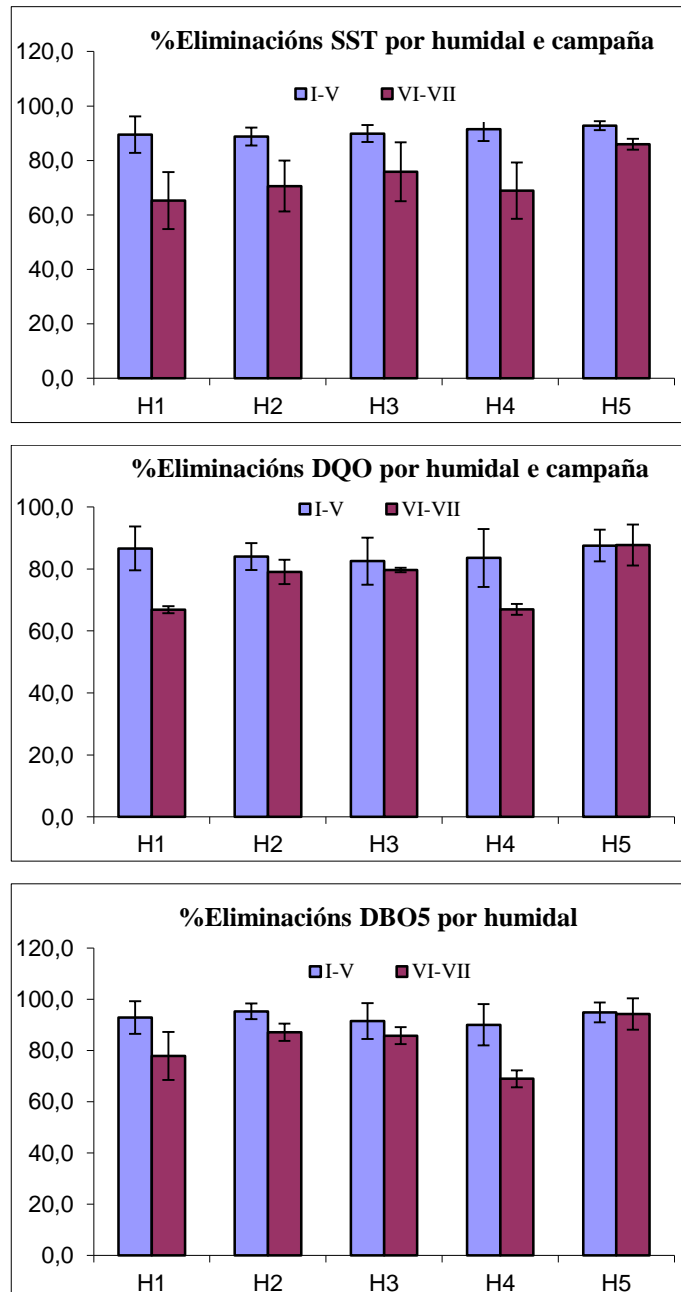


Figura 4.13. Capacidade de eliminación por humidal e período de alta e baixa carga.

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

- A porcentaxe de eliminación de SST é significativamente menor durante a alimentación con vinagre, pero este resultado pódese achacar á menor VCOS, xunto coa evolución natural dos humidais.
- As eliminacións de DQO e DBO5 foron claramente inferiores para H1 e H4 (fundamentalmente en períodos de alta carga orgánica), mentres que nos outros tres humidais non se atoparon grandes diferenzas cuantitativas, agás para a eliminación de DBO5 no humidal H2. Así tamén, aínda que en menor medida, parece evidente que a especie *Phragmites australis* do humidal H5 é a que mellor capacidade de eliminación posúe en sistemas de alta carga orgánica mantendo a capacidade de eliminación con respecto ás campañas de baixa carga orgánica

Ao pasar das condicións de baixa carga a alta carga, as unidades FH1 ($p=0,054$), FH2 ($p=0,027$) e FH4 ($p=0,019$) ven reducida significativamente a eficiencia de eliminación de DBO₅. Os efectos son máis acusados en FH4 (caída de 90% ao 69% DBO eliminada), seguido de FH1 (do 93% ao 78%) e finalmente de FH2 (do 95% ao 87%). Pola contra, as caídas do 92% ao 86% en FH3 e do 95% ao 94% en FH5 non resultan estatisticamente significativas ($p>0,34$). A alimentación dun influente con baixo pH causou a morte de gran parte da vexetación do humidal plantado con *Typha latifolia*, mentres non se observaron efectos adversos nas restantes unidades.

4.4.4- Efecto da concentración influente e da velocidade de carga orgánica na eficiencia.

Globalmente, como media para as 7 campañas de seguimento realizadas ao longo dos tres anos de operación, atinxíronse as seguintes porcentaxes de eliminación de DBO₅: FH1 (88,5±9,7), FH2 (92,9±4,9), FH3 (89,6±6,3), FH4 (84,0±12,3) e FH5 (94,7±3,9). Procedeuse a un estudo de correlación lineal múltiple, no que se tomou como variable dependente a %DBO₅ eliminada en cada campaña ($n= 7$), e como variábeis independentes a concentración influente (DBO₅), a temperatura no efluente (T) e o tempo de operación (t).

A %DBO₅ eliminada correlacionouse ($R^2 = 0,52-0,85$, $p<0,07$) coa DBO₅ influente para todas as unidades agás FH5. A introdución da temperatura como variábel adicional á DBO₅ incrementou os coeficientes de correlación múltiple, sobre todo no caso de FH1 e FH3 mentres que o tempo de operación non resultou ser unha variábel significativa e non mellorou a correlación.

Eficiencia en HC de flujo horizontal

Por outra banda, a DBO₅ influente (n= 32) foi a variable que máis influíu o valor da DBO₅ efluente ($R^2 = 0,42-0,67$; $p=0,000$), agás para FH5 ($R^2 = 0,06$; $p=0,175$). A introdución de T como variable (correlación múltiple) só mellora algo a correlación para FH1 e FH4 ($p<0,05$) e non a mellora nos restantes casos. Non se observou correlación da DBO efluente co tempo de operación. Ningunha destas variables, conxuntamente ou por separado explica a variación da DBO₅ efluente no caso de FH5 ($R^2 < 0,28$), o que pode ser achacado ao escaso rango de variación deste parámetro nesta unidade.

Dado que as VCH variaron pouco ao longo do estudo, a variación da concentración influente determinou a variación da VCOS. Por tal razón, a VCO afectou significativamente a eficiencia de eliminación de DBO₅ de todas as unidades agás a de FH5. A Figura 4.15 mostra para cada unidade as correlacións existentes entre a %DBO₅ eliminada e a VCOS aplicada.

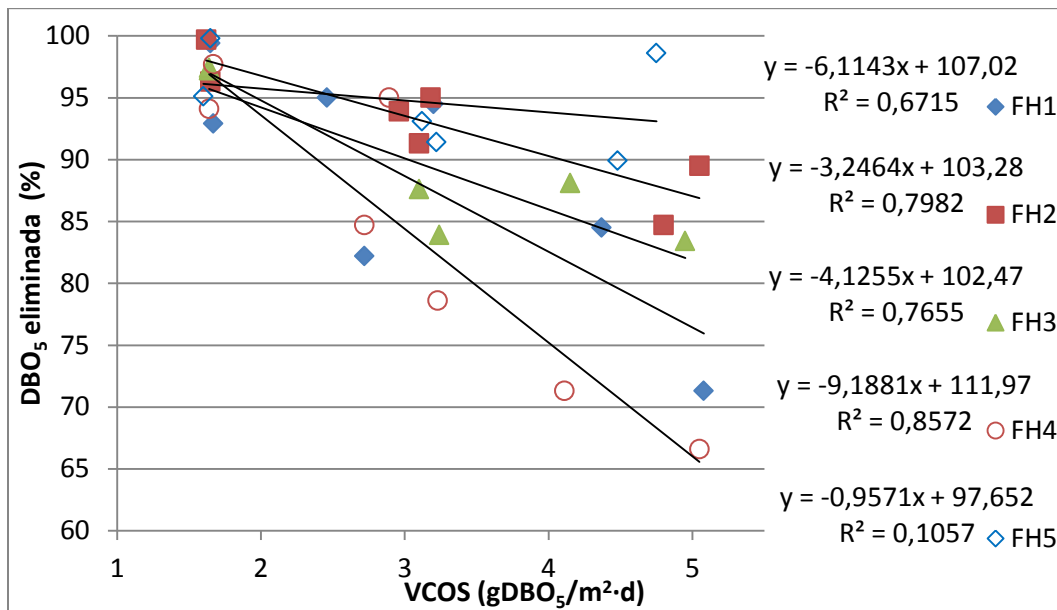


Figura 4.14. Correlación entre a %DBO₅ eliminada e a VCOS aplicada.

4.5- Conclusións.

Neste estudo empregáronse 5 unidades en paralelo, sen planta (FH1), ou cunha especie diferente en cada unha das outras unidades (FH2: xunco, FH3: lirio, FH4: tifa, FH5: carrizo). A auga residual procedente da Facultade de Filoloxía pretratouse nun dixestor anaerobio que acadou porcentaxes de eliminación medias dun 60% SST, 40% DQO e 32% DBO₅.

Nunha primeira parte alimentouse a planta piloto co efluente residual de baixa concentración (efluente do dixestor anaerobio) e realizáronse 5 campañas de seguimento ao longo dun período de 2 anos. As características medias do influente aos humidais (idénticas para as 5 unidades) foron as seguintes: pH (7,3±0,2), SST (67±26 mg/L), DQO (198±68 mg/L), DBO₅ (98±37 mg/L), T (16,4±2,5 °C). A velocidade de carga hidráulica (VCH) para as distintas unidades estivo no rango de 24,8 a 26,3 mm/d e as velocidades de carga orgánica superficial (VCOS) resultaron de 1,6-1,7 gSST/m²·d, 4,7-5,1 gDQO/m²·d e 2,3-2,5 gDBO₅/m²·d. Nestas condicións de baixa carga alcanzáronse porcentaxes de eliminación medias do 89-93 %SST, 83-88 %DQO e 89-95 %DBO₅. Non se observou ningunha tendencia de evolución no tempo nin diferenzas significativas entre unidades, pois unicamente a unidade FH5 se mostrou estatisticamente superior a FH2 na eliminación de SST (p<0,05).

Nunha segunda parte do estudo (período de operación de 624 a 876 días), suplementouse o influente aos humidais con vinagre para incrementar a carga orgánica soluble e a velocidade de carga, e realizáronse 2 novas campañas de seguimento. As características medias do influente aos humidais neste período foron as seguintes: pH (5,6±0,1), SST (37±11 mg/L), DQO (321±32 mg/L), DBO₅ (208±20 mg/L), T (16,7±2,4 °C). A VCH mantívose no rango de 21,8 a 23,8 mm/d e as VCOS resultaron de 0,8-0,9 gSST/m²·d, 7,0-7,6 gDQO/m²·d e 4,6-4,9 gDBO₅/m²·d. Nestas condicións, os valores medios de eliminación de DBO₅ acadados foron os seguintes (%): FH1 (77,9±9,3), FH2 (87,1±3,4), FH3 (85,8±3,3), FH4 (68,9±3,3) e FH5 (94,3±6,1). Observáronse así diferenzas significativas entre o rendemento das diferentes unidades, no que se refire á eliminación de DBO₅ (e tamén de DQO). As unidades FH2 (xuncos), FH3 (lirios) e FH5 (carrizos) mostraron unha porcentaxe de eliminación de DBO₅ significativamente maior que FH4 (tifa), e FH1 (sen plantas) presentou unha porcentaxe de eliminación de DBO₅ inferior ás unidades plantadas (agás FH4), mais a diferenza non chegou a ser estatisticamente significativa. Á súa vez, as unidades FH3 e FH5

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

mostraron unha porcentaxe de eliminación de DQO significativamente maior que FH1 e FH4, mentres FH2 ficou nunha situación intermedia.

Ao pasar das condicións de baixa carga a alta carga, as unidades FH1 ($p=0,054$), FH2 ($p=0,027$) e FH4 ($p=0,019$) ven reducida significativamente a eficiencia de eliminación de DBO_5 . Os efectos son máis acusados en FH4 (caída de 90% ao 69% DBO eliminada), seguido de FH1 (do 93% ao 78%) e finalmente de FH2 (do 95% ao 87%). Pola contra, as caídas do 92% ao 86% en FH3 e do 95% ao 94% en FH5 non resultan estatisticamente significativas ($p>0,34$). A alimentación dun influente con baixo pH causou a morte de gran parte da vexetación do humidal plantado con *Typha latifolia*, mentres non se observaron efectos adversos nas restantes unidades.

As velocidades de carga orgánica durante a segunda parte do estudo situáronse arredor de $5 \text{ g}DBO_5/m^2 \cdot d$, un valor da orde dos recomendados como criterios de deseño. Porén, as unidades FH1 e FH4 non conseguiron nestas condicións rebaixar a concentración efluente en DBO_5 por debaixo do límite de vertedura de 25 mg/L. A caída no rendemento nestes dous humidais podería estar relacionada cunha maior sensibilidade aos baixos valores de pH durante este período. De feito, estas dúas unidades rexistraron os pH máis baixos durante este período e as maiores caídas no pH en relación cos valores medios na primeira parte do estudo.

Globalmente, como media para as 7 campañas de seguimento realizadas ao longo dos tres anos de operación, atinxíronse as seguintes porcentaxes de eliminación de DBO_5 : FH1 ($88,5 \pm 9,7$), FH2 ($92,9 \pm 4,9$), FH3 ($89,6 \pm 6,3$), FH4 ($84,0 \pm 12,3$) e FH5 ($94,7 \pm 3,9$). A % DBO_5 eliminada correlacionouse ($R^2 = 0,52-0,85$, $p<0,07$) coa DBO_5 influente para todas as unidades agás FH5. A introdución da temperatura como variábel adicional á DBO_5 incrementou os coeficientes de correlación múltiple, sobre todo no caso de FH1 e FH3 mentres que o tempo de operación non resultou ser unha variábel significativa e non mellorou a correlación. Por outra banda, a DBO_5 influente foi a variable que máis influíu o valor da DBO_5 efluente ($R^2 = 0,42-0,67$; $p=0,000$), agás para FH5 ($R^2 = 0,06$; $p=0,175$). A introdución de T como variable (correlación múltiple) só mellora algo a correlación para FH1 e FH4 ($p<0,05$) e non a mellora nos restantes casos. Non se observou correlación da DBO efluente co tempo de operación. Ningunha destas variables, conxuntamente ou por separado explica a variación da DBO_5 efluente no caso de FH5 ($R^2 < 0,28$), o que pode ser achacado ao escaso rango de variación deste parámetro nesta unidade.

Eficiencia en HC de fluxo horizontal

O contido en osíxeno disolto no efluente dos humidais variou no rango de 0,5 a 0,75 mg/L (en valores medios para cada unidade), correlacionándose para cada período de operación (baixa e alta carga) co Predox do efluente, que variou entre -190 e -250 mV. Á súa vez, o pH efluente variou entre 6,7 e 7,1 durante a operación a baixas cargas, e foi inferior durante a operación a alta carga (rango 6,4-6,7); durante este período de suplementación de vinagre, o pH foi claramente inferior na unidade sen planta e na plantada con tifa.

Como conclusións xerais, atopamos que a presenza ou ausencia de planta e o tipo desta non influíu de forma significativa cando se operan os humidais con baixa velocidade de carga orgánica ($< 3 \text{ gDBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$). Porén, á velocidades de carga orgánica de deseño ($4\text{-}5 \text{ gDBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), as unidades sen planta e a plantada con tifa mostran eficiencias inferiores que as plantadas con xuncos, lirios ou carrizos.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Álvarez, J. A. e Soto, M. (2005). Tratamento anaerobio de augas residuais. aplicación a efluentes urbanos. ADEGA-Cadernos, 12, 24-33.
- [2] Álvarez, J. A., Ruíz, I., Gómez, M., Presas, J. e Soto, M. (2006). “Start-up Alternatives and Performance of an UASB Pilot Plant treating Diluted Municipal Wastewater at Low Temperature.” *Biores. Technol.*, 97: 1640-1649.
- [3] Van Haandel, A. C. e Lettinga, G. (1994) Tratamento anaeróbico de esgotos: Um Manual Para Regiões de Clima Quente, EpGraf, Campina Grande-PB.
- [4] Chernicharo, C.A. de L. (1997). Reactores Anaeróbios. UFMG. Belo Horizonte. MG. 246p.
- [5] Sousa, J. T. de, Van Haandel, A. C. e Guimarães, A.V.A. (2001). Post-treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems. *Wat. Science Technol.*, 44 (4), 213–219.
- [6] Sousa, J. T. de e Foresti, E. (2001). Avaliação de reator seqüencial em batelada (SBR) no pós-tratamento de efluente de reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 6 (1/2), 9–16.
- [7] Foresti, E., Zaiat M. e Vallero M. (2006). Anaerobic processes as the core-technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 3-19.
- [8] Álvarez, J. A., Armstrong, E., Gómez, M. e Soto M. (2008a). Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. *Bioresource Technology*, 99 (15), 7051-7062.
- [9] Álvarez, J. A., Ruíz, I. e Soto, M. (2008b). Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 33, 54-67.
- [10] Barros, P., Ruíz, I. e Soto, M. (2008). Performance of an anaerobic digester-wetland system for a small community. *Ecol. Eng.*, 33, 142-149.
- [11] Brix, H., (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology* 35(5), 11–17.
- [12] Vymazal J., (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* 674, 133-156.
- [13] Brix, H., (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology* 29, 71–78.

Eficiencia en HC de flujo horizontal

- [14] Tanner C., (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* 44 (11-12), 9-17.
- [15] Zuñiga del Canto J., Schiappacasse M. C., Chamy R., Sánchez O. e Cerda M., (2002). Evaluación de Humedales Construidos para el postratamiento de aguas residuales industriales tratadas en reactores anaerobios.
- [16] Karathanasis, A. D., Potter C. L. e Coyne M. S., (2003). Vegetation effect on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 20, 157–169.
- [17] Fraser, L. H., Carty S. M. e Steer D., (2004). A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. *Bioresource Technology* 94, 185–192.
- [18] Vacca, G., Wand H., Nikolausz M., Kusch P. e Kästner M., (2005). Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Research* 39, 1361–1373.
- [19] Tapia F., Giacoman G., Herrera J., Quintal C., García J. e Puigagut J., (2009). Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. *Water SA* 35 (3), 335-342.
- [20] Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J. J., Bécares, E. e García, J., (2007). Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study. *Ecological Engineering*, 30, 312–319.
- [21] Pedescoll A., Corzo A., Álvarez E., García J. e Puigagut J., (2011). The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. *Water Research*, 45, 3579-3589.

Capítulo 5

Eficiencia en HC de flujo vertical

5- EFICIENCIA EN HUMIDAI S CONSTRUIDOS DE FLUXO VERTICAL.

5.1- Resumo.

Neste estudo compárase a operación e eficacia de depuración de dúas unidades de humidais construídos de fluxo vertical con recheos similares pero con diferente tamaño de partícula, FV1 (1-3 mm) e FV2 (3-6 mm). Nunha primeira etapa de funcionamento (campañas I-V, até o día 623 de operación) as dúas unidades operáronse cunha VCH de $103,2 \pm 1,9$ mm/d e unha VCOS de $6,7 \pm 0,3$ mgSST/m²·d, $19,9 \pm 0,6$ gDQO/m²·d e $9,9 \pm 0,3$ gDBO₅/m²·d. Nunha segunda parte do estudo (campañas VI e VII, 624 a 876 días de operación), modificouse o medio filtrante engadindo unha capa de 10 cm de espesor de area entrefina (0-3 mm) encima dos leitos dos dous humidais, e incrementouse a concentración influente mediante a adición de vinagre ao influente. Nestas condicións, os humidais operaron cunha VCH de $83,9 \pm 3,4$ mm/d e e unha VCOS de $3,2 \pm 0,1$ mgSST/m²·d, $27,0 \pm 1,4$ gDQO/m²·d e $17,5 \pm 0,9$ gDBO₅/m²·d.

Nas condicións de baixa carga e configuración inicial (campañas I-V) alcanzáronse porcentaxes de eliminación medias de SST, DQO e DBO₅ do 80%, 72% e 79% para FV1 e do 74%, 67% e 71% para FV2, respectivamente. A DBO₅ atinxiu no efluente valores medios de 22 mg/L (FV1) e 28 mg/L (FV2), superiores ao límite de vertedura. As densidades medias de sólidos volátiles acumulados antes de engadir a area fina en superficie resultaron de 0,20 kg/m² para FV1 e 0,11 kg/m² para FV2, decrecendo tanto a densidade de SV como a súa biodegradabilidade (cociente DBO₅/SSV) na dirección de fluxo.

Nas condicións de alta carga e configuración final (campañas VI-VII) alcanzáronse porcentaxes de eliminación medias de SST, DQO e DBO₅ do 81%, 92% e 97% para FV1 e do 82%, 94% e 97% para FV2, respectivamente, cumpríndose en todo momento os límites de vertedura (concentracións medias no efluente de 5 e 7 mg DBO₅/L para FV1 e FV2, respectivamente). O contido en osíxeno disolto no efluente foi maior nas campañas VI-VII (con medias de 5,7 e 6,9 mg/L en FV1 e FV2, respectivamente) en comparación cos valores durante as campañas I-V (media de 3,5 mg/L tanto en FV1 e FV2). Desta forma, a configuración do leito mostrouse de grande importancia, e determinou a eficiencia de depuración dos humidais de fluxo vertical, xa que unha capa de 10 cm de area entrefina na parte superior permitiu incrementar o tempo de permanencia da auga residual ao seu paso polo medio filtrante e unha maior eficiencia e calidade do efluente.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

As densidades medias de sólidos volátiles acumulados resultaron de 0,20 kg/m² para FV1 e 0,11 kg/m² para FV2.

5.2- Introducción.

Diferentes tipoloxías de HC (Humidais Construídos) poden ser empregados no tratamento dunha gran variedade de augas residuais. As distintas condicións climáticas, o tamaño e as características de deseño dos humidais, as velocidades de carga e o réxime de funcionamento, a presenza e o tipo de plantas... son parámetros a ter en conta para o estudo da eficacia nos humidais construídos. Os coñecementos obtidos ata o momento, dos diversos estudos realizados neste ámbito, recomendan empregar os citados sistemas como tratamento secundario ou terciario das augas residuais. É imprescindible un tratamento primario para o que se empregan fundamentalmente fosas sépticas ou tanques Imhoff e, máis recentemente tamén, dixestores anaerobios. A dixestión anaerobia permite eliminar entre o 70 e o 90% das partículas en suspensión, e entre o 40 e o 80% da materia orgánica medida como DQO (Demanda Química de Osíxeno) ou DBO (Demanda Bioquímica ou Biolóxica de Osíxeno) [1-2].

Concretamente o uso do dixestor anaerobio de leito de lodos de fluxo ascendente ou UASB (das súas siglas en inglés “Upflow Anerobic Sludge Blanket”) para o tratamento de augas residuais en rexións tropicais é unha práctica consolidada [3-4] pero tales sistemas necesitan dunha etapa de postratamento para cumprir coa normativa vixente [5-6]. Polo que se fai necesario establecer un tratamento secundario ou postratamento [7-10] sobre todo en rexións de climas fríos ou temperados. Desta forma, tense proposto o emprego de sistemas combinados de DA-HC (Dixestión Anaerobia-Humidais Construídos) que son eficaces durante un longo período temporal. Dito tratamento combinado permite obter eficacias de eliminación destes sistemas combinados do 94% en sólidos, DQO e DBO. O UASB elimina en gran medida os SST (Sólidos en Suspensión Totais) e os HC completan o tratamento coa eliminación eficaz de materia orgánica, alén diso o tratamento anaerobio reduce a área de HC necesaria sobre un 30% e axuda a evitar os problemas de colmataxe. [10]

Existen estudos que demostran que a eficacia dos humidais verticais está influenciada notablemente pola carga orgánica da auga residual, os microorganismos presentes no medio e as raíces das plantas ou especies macrófitas plantadas no humidal [11].

Eficiencia en HC de fluxo vertical

Nos humidais de fluxo vertical a depuración das augas residuais é fundamentalmente de tipo aeróbico. E son precisamente estas condicións de aerobiose as que permiten levar a cabo no medio do humidal os procesos de nitrificación para eliminar amonio por conversión noutros derivados de nitróxeno como nitritos e nitratos.

Estes procesos vense notablemente influenciados pola colmataxe do medio [12, 13] aínda que tamén a carga orgánica, a temperatura e o comportamento hidráulico afectan a tales procesos de depuración. Se ben é certo que a medida da capacidade de nitrificación dun humidal de fluxo vertical é un importante indicador do grao de colmataxe do mesmo, aínda non existen fórmulas matemáticas que permitan relacionar o deseño do humidal máis o control dos procesos de nitrificación.

Así pois, a acumulación de sólidos pode asociarse a diversos factores: á fracción de SST e volátiles do influente non degradados, ó crecemento biolóxico nos e á deposición das especies vexetais dos humidais. Aínda que os principais factores responsables dos procesos de colmataxe son a alta carga orgánica e de sólidos das augas a tratar, tanto o tamaño da grava como o dimensionamento do sistema de tratamento tamén xogan un importante papel.

O mecanismo fundamental de transporte de osíxeno no humidal é a difusión pero resulta moi difícil estudar dito procedemento máis a demanda de osíxeno requirida, aínda que a mesma se relaciona co contido de nitróxeno total e a DQO da auga residual.

Os estudos de maior desenvolvemento no tratamento de augas residuais en humidais de fluxo vertical son a eliminación de nutrientes: fósforo e nitróxeno.

A eliminación de fósforo depende do substrato, da calidade do influente e do tempo de retención hidráulico. O fósforo en humidais verticais é eliminado por distintas vías, entre as que cabe destacar a asimilación polas plantas, a inmovilización pola biomasa microbiana, mecanismos de absorción e retención no medio, precipitación, etc.,. Pero aínda que o substrato é o concepto máis importante, as principais rutas de eliminación son a absorción e a retención [14]. Porén, diversos estudos demostraron que parámetros como o pH, a condutividade eléctrica, a condutividade hidráulica e a porosidade non teñen influencia na eliminación de fósforo [15]. Ó mesmo tempo tamén diversos estudos estableceron relacións de modelado entre a eliminación de fósforo e o tempo de retención hidráulico [16] e entre o tamaño da grava e a eliminación de fósforo sen ser esta última lineal, pero si inversamente proporcional [17].

A eliminación de nitróxeno foi estudada en humidais de fluxo vertical con leitos de distintos tamaños de grava e distintas especies vexetais, aumentando a mesma coa

presenza de humidais verticais conectados en serie con respecto aos mesmos humidais illados e coa biomasa microbiana, acadándose pois eliminacións da orde do 53% [18].

O obxectivo deste estudo consiste fundamentalmente na avaliación da eficacia de depuración de sistemas combinados de dixestión anaerobia-humidais construídos para as augas residuais procedentes dun centro universitario. Dentro do obxectivo principal resultan obxectivos importantes: establecer a diferenza na capacidade de depuración dos humidais construídos en función da dirección do fluxo máis no caso concreto de humidais de fluxo vertical a influencia en dita capacidade da diferente granulometría do leito, así como avaliar a eficacia destes sistemas no tratamento de augas de alta e baixa carga orgánica e a influencia da mesma sobre os fenómenos de colmataxe.

5.3- Materiais e métodos.

5.3.1- Instalación experimental.

A planta piloto conta con dúas unidades de humidais construídos de fluxo vertical (HC FV) precedidos dun UASB.

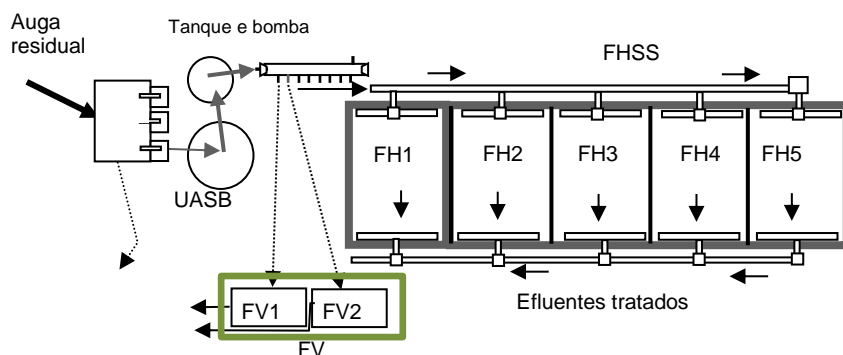


Figura 5.1. Planta piloto de A Zapateira, Campus da UDC, encadrados en verde os HC FV.

Cada unha das unidades FV ten una superficie de 3 m² (1,5 m ancho x 2 m longo) e consisten en recipientes de fibra de vidro de 1,5 m de altura. Cada unha das balsas FV conta con dúas capas diferenciadas en función do tamaño da grava de 20 e 80 cm de espesor. Así, no fondo das balsas colócase grava de 20 mm ata unha altura de 20 cm, e no interior desta capa, dous tubos de drenaxe que conducen o efluente fora da balsa. Encima desta capa colócase un xeotéxtil aberto de separación, e a continuación outra capa de 80 cm de area cun tamaño de grao de 1-3 mm para FV1 e de 3-6 mm para FV2, a porosidade calculada nestas circunstancias foi dun 28% para FV1 e 42% para

Eficiencia en HC de fluxo vertical

FV2. Na etapa final de investigación engádesse por riba destas capas 10 cm de area lavada previamente cun diámetro de 0-3 mm co fin de mellorar a capacidade de retención e avaliar as diferenzas atopadas con respecto a estudos anteriores.

As plantas empregadas nos humidais de fluxo vertical foron en ambos casos carrizo (*Phragmites australis*). Empregáronse rizomas obtidos na área xeográfica da instalación máis a súa supervivencia foi reducida, polo que durante a maior parte do estudo, a presenza de plantas foi máis reducida que no caso das unidades de fluxo horizontal.

5.3.2- Operación.

A planta piloto foi alimentada coas augas residuais procedentes da Facultade de Filoloxía arrastrando tamén as augas de chuva e esorrentía dos sistemas de drenaxe e aparcadoiros da mesma. O réxime de alimentación á planta está regulado pola arqueta de entrada que posúe unha rexa de desbaste para a eliminación de sólidos de grandes dimensións e máis un aliviadoiro que permite evacuar o exceso de caudal. As augas residuais entran no sistema de tratamento de dixestión anaerobia (UASB de 2.26 m³) por gravidade desde a arqueta de entrada e un tanque (0.77 m³) conectado en serie ó mesmo que permite albergar ditas augas sendo empregado, polo tanto, como tanque de almacenamento. Desde o citado tanque un sistema de bombeo (“Watson Marlow”, Bomba 520S/R2 IP-31, Ref. 050.7131.2LE) permite subministrar un caudal regulado aos humidais construídos. Debido a que só existe caudal durante o período diúrno, pola noite apágase a bomba, mentres que o seu ciclo de funcionamento diúrno (temporizado) pode variar de 10 a 14 h (polo xeral, de 09 a 19 h e de 08 a 22 h respectivamente). De igual modo, ao existir só caudal durante o período lectivo a bomba permanece apagada tamén os fins de semana, polo que a alimentación queda reducida a 5 días/semana. Se durante o período de funcionamento non chega caudal á planta, o tanque de acumulación ou almacenamento permítenos seguir bombeando auga aos humidais. Neste caso concreto dos humidais de fluxo vertical a auga é bombeada a un sistema de autocebamento para cada humidal ou sifón que levará a cabo a descarga automática do seu volume en canto o nivel de auga supere a altura do cano de descarga. Durante todo o período de funcionamento rexistráranse os ciclos de funcionamento e os caudais puntuais subministrados desde o distribuidor ós tanques de autocebamento. Os caudais médironse todos os días (ou 3 veces/semana.), antes e despois de limpar o distribuidor, cebalo (purgar o aire acumulado) e acadar unha distribución uniforme. Con esta limpeza

Eficiencia en HC de fluxo vertical

e outras tarefas de mantemento búscase que cada unidade reciba un caudal similar, o máis igual entre sí e có caudal alimentado ás unidades de fluxo horizontal que se poida conseguir.

A instalación dotouse tamén dun depósito final con capacidade para recoller o efluente de cada unidade nun período que vai de 24 a 48 h en condicións normais de operación. En cada período equivalente (diario ou 3 veces á semana), medírase o nivel de auga nos depósitos de efluente, de ser o caso recóllese unha mostra, tras axitación do contido, e a continuación drénanse os depósitos e vólvense a pechar as válvulas para acumular o efluente do seguinte período. Desta forma, as mostras de efluente recollidas son mostras que integran o volume total do período de 24-48 horas. Cada dous meses, lávanse os depósitos con auga limpa e un cepillo, facendo uso dunha manguera, ata eliminar todos os restos de sólidos que puideran acumularse.

Os valores medios dos caudais puntuais medidos no distribuidor (antes e despois da limpeza do distribuidor) serán tidos en consideración para o cálculo da velocidade de carga hidráulica para cada humidal así como das velocidades de carga orgánica en función da concentración da auga do influente.

5.3.3- Réxime hidráulico.

Para coñecer o réxime de entrada de auga nos humidais verticais realizáronse medicións da diminución na columna de auga dende que o sifón se ceba ata que se valeira completamente. A determinación dos perfís de fluxo nos humidais FV (saída) consiste basicamente en medir a evolución do volume de auga de saída acumulada nos tanques finais da planta e máis da determinación a distintos tempos dos caudais de saída.

Os perfís de fluxo dos distintos medios granulares tamén se estudaron en laboratorio. O traballo a escala de laboratorio consiste fundamentalmente en pasar a través do leito sometido a estudo unha cantidade determinada de auga un certo número de veces (a primeira vez será a medición en seco e á sexta vez para as primeiras representacións ou á terceira vez para as outras representacións será a medición en húmido) e determinar, xa sexa por volumes directamente ou por diferenza de pesada, o caudal de saída en intervalos curtos de tempo e o volume total desaloxado. As mostras de medio granular introdúcense nun tubo cilíndrico (columna de 20 cm de grava ou area segundo o caso) cunha malla na parte baixa que permite o paso da auga pero non así a perda de grava ou area.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

5.3.4- Operación con baixa e alta carga.

Durante un período de estudo de dous anos e medio, para avaliar a eficacia dos humidais construídos en función da dirección do fluxo –en comparación cos humidais de fluxo horizontal-, realizáronse cinco campañas de seguimento. A continuación, nunha segunda fase da investigación, mediante sistema de bombeo anexo ó sistema de bombeo orixinal submínistrase unha alimentación de vinagre que incrementa a carga orgánica aproximadamente en 171 mg/L por enriba da carga orgánica tras o tratamento no dixestor anaerobio. Para avaliar a eficacia dos humidais construídos con incremento de carga orgánica son realizadas dúas campañas máis de seguimento de xeito análogo ás cinco anteriores. Por outra banda, alén do incremento da carga orgánica nas augas de entrada ós humidais, dous meses despois de iniciada esta realizouse un incremento do leito dos humidais verticais mediante a adición de 10 cm de area lavada previamente cun diámetro de 0-3 mm para mellorar a capacidade de retención e avaliar entón as diferenzas atopadas nestas dúas últimas campañas con respecto ás cinco primeiras.

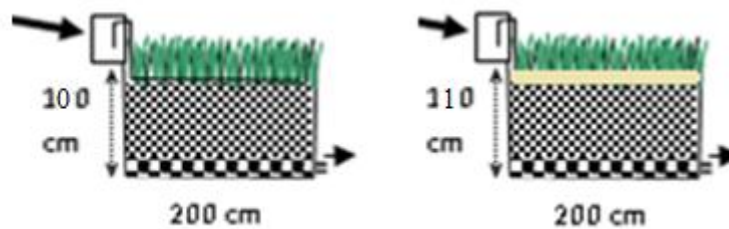


Figura 5.2. Distribución de capas en HC FV con e sen a capa de adición de 10 cm de area fina.

5.3.5- Toma de mostras e análises.

Para efectuar a toma de mostras e a súa caracterización posterior defínense distintos puntos de mostraxe:

- M1: auga residual de entrada na planta piloto.
- M2: auga residual de saída do UASB e polo tanto entrada ós humidais construídos.
- V1 e V2: auga tratada de saída dos humidais construídos de fluxo vertical (FV's).

Os parámetros de mostraxe e réxime de funcionamento nas distintas campañas realizadas expóñense na Táboa 5.1. Os métodos de análise empregados son descritos en detalle no Capítulo 2 do presente traballo. Da mesma forma e co mesmo réxime de integración, obtivéronse mostras integradas no punto M2 (efluente UASB e influente

Eficiencia en HC de fluxo vertical

aos humidais) mediante o emprego dunha bomba peristáltica (Masterflex Model 7518-00) conectada ao tubo de entrada á bomba de alimentación aos humidais. Como se indicou arriba, as mostras para o efluente dos humidais foron mostras que integraron todo o volume nun período de 24 horas. En xeral, a toma de mostras realizouse desde as 12 horas do mércores ás 12 horas do xoves de cada semana de mostraxe.

Táboa 5.1. Réxime de funcionamento e mostraxe da planta piloto e parámetros de determinación analítica

Campanha	Tempo funciona- mento (d)	Duración mostraxe	Período de funcionamento (h/d)		Parámetros analizados
			Bomba principal	Bomba incr. carga orgánica	
I (out/dec 2009)	0-42	6 semanas	10-14		A+B
II (feb/mar 2010)	126-146	4 semanas	10-14		A+B
III (Xuño 2010)	223-245	4 semanas	10-14		A+B
IV (out/nov 2010)	371-406	5 semanas	10-14		A+B+C
V (maio/xuño 2011)	580-601	4 semanas	10-14		A+B+C*
VI (nov/dec 2011)	748-669	4 semanas	10-14	10	A+B+D
VII (feb/mar 2012)	848-876	5 semanas	10-14	10	A+B+D*

Parámetros analizados:

A) Determinacións “*in situ*”: pH, T^a (temperatura), Condutividade, Potencial Redox, Osíxeno disolto;

B): pH, SST e SSV, DQO e DBO₅;

C): microorganismos patóxenos, HTP (Hidrocarburos Totais de Petróleo), N-NH₃ (Nitróxeno como Amonio), NTK (Nitróxeno Total Kjendhal), *o*-PO₄³⁻ (Orto-Fosfatos), P total (Fósforo Total), N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ (Nitróxeno como Nitritos e Nitratos);

D): N-NH₃, NTK, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻.

(**B**, **C** e **D**): parámetros determinados en laboratorio sobre mostras integradas, agás para microorganismos, que se determinaron en mostras puntuais). * Na V campaña non foron determinados os valores de HTP e na VII campaña non foron determinados os valores de N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻.

Neste capítulo serán estudados os parámetros contemplados nos grupos A e B para Humidais Construídos de Fluxo Vertical (estudos equivalentes para Humidais Construídos de Fluxo Horizontal presentáronse no Capítulo 4), mentres que os parámetros incluídos nos grupos C e D serán expostos no Capítulo 6 tanto para Humidais Construídos de Fluxo Horizontal como Vertical.

Eficiencia en HC de flujo vertical

Para a determinación de sólidos acumulados en humidais construídos de fluxo vertical séguese un procedemento para a obtención de mostras de medio filtrante que permita determinar a cantidade de sólidos acumulados, en unidades de concentración (g/L de medio, ou g/kg de grava), e en unidades de densidade superficial (kg/m²). Nas mostras obtidas determínase a concentración en sólidos en suspensión totais (SST) e en sólidos en suspensión volátiles (SSV). Así mesmo, determínase a DQO, a DBO₅, a DBO última. Os métodos analíticos, así como os procedementos para os ensaios biolóxicos foron expostos no capítulo 2. Todos os ensaios se realizaron por duplicado.

A continuación detallamos o procedemento para a obtención de mostras e a determinación das densidades superficiais de sólidos acumulados.

Os puntos de mostraxe son os que se describen a continuación na Figura 5.3 para os humidais FV.

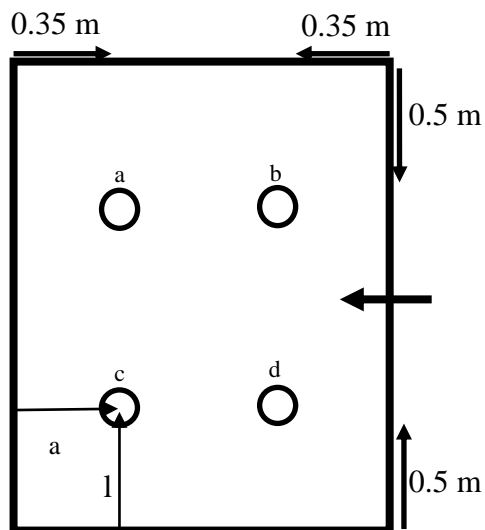


Figura 5.3. Puntos de mostraxe para os humidais FV.

Trala toma de mostras obtéñense un total de catro mostras por humidai de fluxo vertical, unha dos puntos a e b da parte superior e outra da parte inferior, de xeito igual para o resto de puntos do humidai segundo se especifica no Capítulo 2.

Realizouse unicamente unha campaña de densidade de sólidos nos Humidais Construídos de Fluxo Vertical (día 768 de operación, setembro 2011, antes da adición da area fina en superficie), con obxecto de establecer a súa relación coa colmataxe do medio.

5.4- Resultados e discusión.

Os estudos realizados permitirannos establecer conclusións da eficacia dos humidais construídos de fluxo vertical en comparación cos de fluxo horizontal en función polo tanto, da dirección do fluxo tendo en conta dúas variables: o tempo de funcionamento da planta e as condicións en sistemas de baixa e alta carga orgánica. Por outra banda, tamén poderemos estudar a eficiencia de funcionamento dos humidais de fluxo vertical en función da composición do leito e máis da operación en sistemas de alta e baixa carga orgánica.

5.4.1. Evolución da eficacia de HCFV co tempo de funcionamento.

5.4.1.1- Parámetros de determinación “in situ”.

O influente ás unidades FV é o mesmo que ás unidades FH, polo que as características do influente son as indicadas na Táboa 4.2 e xa discutidas no Capítulo 4 do presente traballo.

As características físico-químicas das augas de entrada influirán de xeito evidente nas características físico-químicas das augas de saída xunto coa influencia tamén da eficiencia na capacidade de depuración de cada un dos humidais. Así pois a variación dos citados parámetros atópase representado na Figura 5.4 que se ilustra a continuación. O comportamento dos parámetros físicos determinados “*in situ*” nas augas de saída pode resumirse nos seguintes puntos:

-Os valores de pH atópanse roldando sempre un valor medio de 7, sen existir variación significativa en función do humidal ou da campaña realizada aínda que si se pode ver que o humidal V1 presenta sempre valores lixeiramente menores de pH que o humidal V2. Se ben é certo que os valores de pH no influente son, de xeito xeral, superiores ás dos efluentes a excepción do efluente do humidal V2 para a I, III e V campañas.

-Os valores de condutividade presentan un comportamento similar a tales valores nas mostras do influente, así pois, a condutividade nos efluentes de saída é superior na última das campañas realizadas, seguida da cuarta campaña, terceira campaña e finalmente da segunda e primeiras campañas tal e como ocorría nas mostras do influente. Así pois, resulta evidente que as características de condutividade das mostras de influente inflúen de forma substancial nos valores de condutividade acadados nas mostras dos efluentes de saída.

Eficiencia en HC de flujo vertical

-Os valores de potencial redox para as augas do influente son sempre superiores ós obtidos nas augas dos efluentes, aspecto xa esperado se se ten en conta que se trata de augas de entrada osixenadas que reciben no dixestor e nos humidais un tratamento máis anaerobio, porén, a aerobiose presente nos humidais verticais fai que os valores de potencial redox acadados nos mesmos sexan superiores ós valores obtidos á saída do UASB na meirande parte dos datos. De igual xeito, parece que a aerobiose do humidal vertical V2 é superior á de V1 xa que os valores de potencial redox son lixeiramente superiores no primeiro.

-Os valores de osíxeno disolto presentes nas augas non varían exactamente de xeito directamente proporcional ós valores de potencial redox acadados, así pois, é na cuarta campaña onde os humidais verticais aportan efluentes máis osixenados non sendo esta a única campaña onde se acadan os valores máis altos de potencial redox. Porén, os valores de osíxeno disolto si son superiores nos efluentes de saída dos humidais verticais con respecto ós valores obtidos para a saída do UASB e de igual modo os valores de osíxeno disolto son superiores para o humidal vertical V2 que para V1 na primeira, segunda e cuarta campaña.

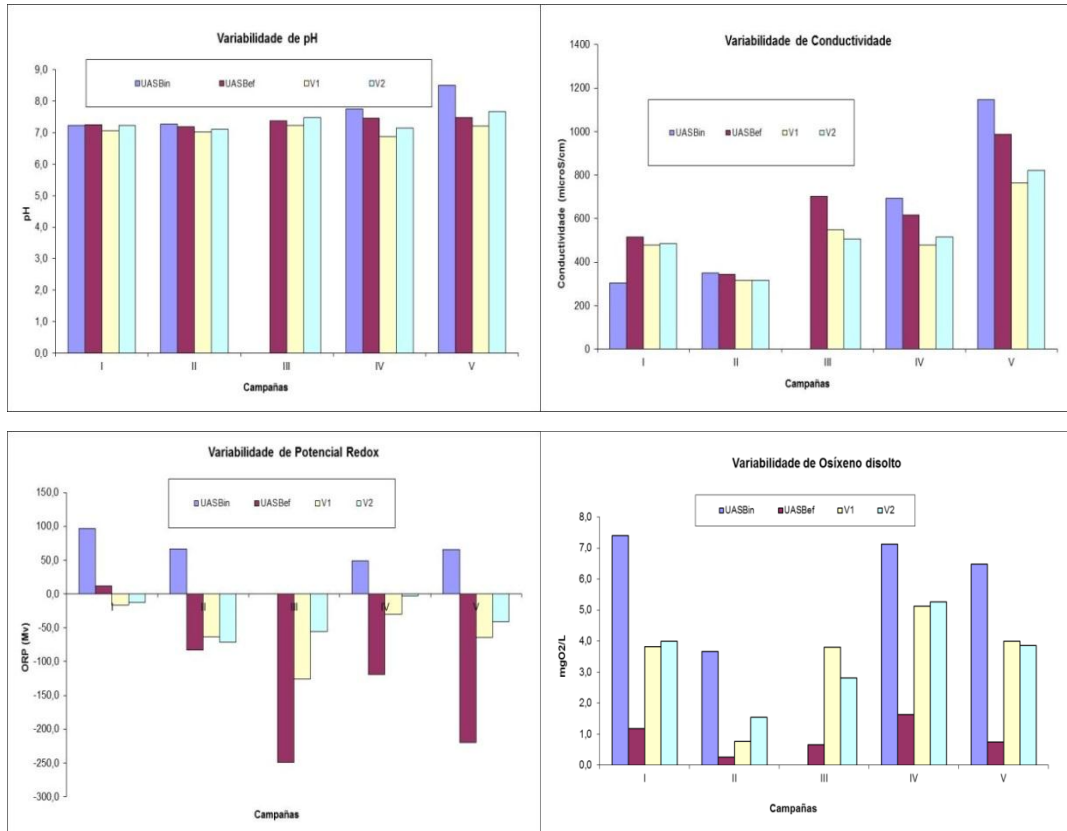


Figura 5.4. Variación de parámetros físicos para os in/efluentes en distintas campañas.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

5.4.1.2- Velocidades de carga e eficiencia

As características do influente alimentado ós humidais FV son as mesmas que o influente ós humidais FH e indícase na Táboa 4.3 (no Capítulo 4 do presente traballo), correspondendo ás características do efluente do dixestor anaerobio.

Para cada unha das campañas realizadas obtéñense valores de Velocidade de Carga Hidráulica (VCH) en función do réxime de caudal alimentado a cada un dos humidais (determinado este unha ou dúas veces ó día), Velocidade de Carga Orgánica Superficial (VCOS) en función do caudal alimentado e de cada un dos parámetros determinados e eficiencias de eliminación en función de cada un dos parámetros determinados. Tódolos resultados obtidos son amosados na Táboa 5.2, xunto cos valores medios obtidos para as cinco campañas realizadas.

As dúas unidades FV recibiron o mesmo influente (por tanto, concentracións iguais) e caudais moi similares, como indican os valores medios para VCH mostrados na Táboa 5.2. As velocidades de carga obtéñense como o produto da VCH pola concentración, empregando os valores medios para cada un destes parámetros. A eficiencia de eliminación obtívose a partir dos valores medios das concentracións de entrada e saída de cada unidade.

Táboa 5.2. Capacidade e eficiencia de tratamento para cada humidal e campaña

		Campaña					Media
		I	II	III	IV	V	
VCH (mm/d)							
	FV1	116,7	119,7	105,0	88,0	77,4	101,3±18,3
	FV2	117,7	118,7	104,7	94,3	89,6	105,0±13,2
VCOS (g/m ² d)							
SST	FV1	6,39	5,40	6,45	5,52	8,69	6,49±1,32
	FV2	6,45	5,35	6,45	5,90	10,06	6,84±1,86
DQO	FV1	11,61	19,64	29,22	19,83	17,36	19,53±6,35
	FV2	11,73	19,48	29,20	21,21	20,11	20,35±6,21
DBO ₅	FV1	6,70	11,8	12,72	5,85	11,24	9,66±3,15
	FV2	6,76	11,72	12,71	6,26	13,02	10,09±3,31
Eficiencia de eliminación (%)							
SST	FV1	87,7	75,9	83,3	77,1	75,3	79,9±5,4
	FV2	85,2	69,9	72,5	70,8	73,7	74,4±6,2
DQO	FV1	72,7	67,7	79,5	66,4	73,5	72,0±5,2
	FV2	73,0	68,7	64,1	56,1	74,0	67,2±7,3
DBO ₅	FV1	84,6	67,5	86,2	84,0	70,6	78,6±8,8
	FV2	73,9	59,9	73,6	73,5	74,5	71,1±6,3

Eficiencia en HC de fluxo vertical

Os valores obtidos para a VCH atópanse comprendidos no intervalo de 77,4-119,7 mm/d para tódalas campañas e todos e cada un dos humidais verticais. O valor medio obtido de VCH é aproximadamente de 103 mm/d, polo que con estes resultados se observa que o comportamento hidráulico está perfectamente equilibrado nas diferentes campañas e humidais. Os valores de VCH son os típicos para o tratamento secundario de efluentes urbanos en humidais de fluxo vertical. Dentro de cada campaña as pequenas desviacións existentes arredor do valor medio son debido fundamentalmente a problemas de obstrución nas canalizacións e condutos. Pola contra, entre campañas, prodúcese unha diminución de VCH de xeito proporcional ó tempo de funcionamento da planta, feito que se debe á perda progresiva de potencia da bomba empregada.

A VCOS para SST varía no intervalo de 5,4- 6,4 g/m²d para as catro primeiras campañas, mentres na campaña V tivo un valor substancialmente superior, de 9,4 g/m²d de media para os dous humidais verticais. A VCOS para DQO varía no intervalo de 11,6- 29,2 g/m²d acadándose un valor medio de aproximadamente 20 g/m²d. Neste caso cabe destacar os valores baixos da primeira campaña sobre as catro restantes. A VCOS para DBO varía no intervalo de 5,9-13,0 g/m²d acadándose un valor medio de aproximadamente 10 g/m²d. A variación da DBO é directamente proporcional á variación de DQO e como pode observarse nos valores medios obtidos a relación entre ambas é de 2:1 para DQO e DBO respectivamente como cabe esperar para este tipo de efluente.

As capacidades de eliminación posúen valores medios achegados ó intervalo 70-80% para tódolos parámetros estudados e en ámbolos dous humidais verticais analizados.

As velocidades de carga orgánica superficial foron reducidas durante todo o período de traballo, o que foi consecuencia da baixa dilución das augas residuais recibidas na planta. Os valores medios de VCOS en DBO₅ foron de aproximadamente 10 g DBO₅/m²·d, que resulta un valor catro veces superior ó acadado en humidais horizontais e polo tanto, respecta totalmente o deseño que tamén ven multiplicado por este factor.

De xeito xeral, parece que o humidal de menor tamaño de grava do leito acada maiores rendementos, pero non se poden establecer diferenzas significativas en función do tamaño de grava do leito.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

As porcentaxes de eliminación de DQO son similares para ámbolos dous humidais en case tódalas campañas a excepción da terceira e cuarta campaña onde parece que o humidal con menor tamaño de partícula do leito consegue mellores rendementos de eliminación, coincidindo estas campañas coas de maior carga orgánica en DQO.

Neste caso parece evidente que para a eliminación de DBO o humidal con menor tamaño de grava do leito (V1) acadou mellores rendementos de eliminación que o humidal con maior tamaño de grava do leito (V2) salvo na última das campañas.

Tendo en conta que as velocidades de carga son similares para ámbolos dous humidais, a eficacia de eliminación da carga orgánica (DQO e DBO) é na meirande parte das campañas superior para o humidal con menor tamaño de partícula da grava que conforma o leito (V1), sen poder establecerse diferenzas significativas entre ámbolos dous humidais na eficacia de depuración de SST.

As concentracións no efluente son sempre inferiores aos límites de vertedura no caso dos SST (<35 mg/L), e da DQO (<125 mg/L), pero non así para a DBO5 (<25 mg/L). Para este parámetro atinxíronse valores medios de 22 (FV1) e 28 (FV2) mgDBO5/L, superándose o límite de vertedura en 2 das 5 campañas no caso da unidade FV1 e en 3 das 5 campañas no caso da unidade FV2. Tendo en conta que os valores de VCOS aplicados en ambas unidades foron inferiores aos valores típicos de deseño, concluímos que a eficiencia de ambas unidades nestas condicións foi inferior a que se podía agardar. Por tal razón, considerouse necesario modificar a composición do leito durante a segunda etapa do estudo.

5.4.2. Eficacia de HCFV en función da carga contaminante do influente e da composición do leito.

O procedemento para o incremento da concentración influente e a velocidade de carga foi o explicado no capítulo 4 para os humidais FH. Durante un mes (entre os días 624 a 656 de operación) engadiuse vinagre para acadar distintas concentracións de HAc no influente aos humidais, que variaron no rango de 171 mgHAc/L a 295 mgHAc/L. Nese período observouse unha redución importante do pH cando se empregaban as concentracións de acético máis elevadas, polo que se decidiu empregar no sucesivo a cantidade de 171 mgHAc/L. Entre os días 681 e 876 de operación mantívose este incremento da carga orgánica, e realizáronse dúas campañas de seguimento (ver a

Eficiencia en HC de fluxo vertical

Táboa 5.1) seguindo o procedemento e réxime de mostraxe análogo ao das campañas anteriores.

5.4.2.1- Efecto inicial da adición de vinagre nos humidais FH e FV.

O efecto inicial da adición de vinagre para incrementar a carga orgánica indícase na Táboa 5.3, na que se recollen os valores medios da DQO e do pH de cinco mostras obtidas durante catro semanas (días 681 a 705). Non hai datos para a unidade FH4 debido a que nese período de operación sufriu unha fisura nas paredes da balsa e operou con un nivel moi baixo de auga.

A DQO media da auga influente ao sistema foi de 270 ± 100 mg/L, e o pH de $7,7\pm 0,2$. Tras o seu paso polo dixestor UASB e a adición de vinagre, a DQO aumentou a 590 ± 294 e o pH caeu a $4,9\pm 1,0$. O pH no efluente dos humidais de fluxo horizontal (valor medio de $7,1\pm 0,2$) foi similar ao rexistrado nas campañas anteriores (I-V), mentres que nos humidais de fluxo vertical rexistrouse un efecto importante da adición de vinagre sobre o pH efluente (media de $6,1\pm 0,1$). A DQO nos efluentes comportouse de forma congruente co pH, observándose valores baixos no caso dos humidais FH (media de 56 ± 25 mg DQO/L) e valores elevados no caso dos humidais FV (media de 222 ± 11 mg DQO/L). Así, as porcentaxes de depuración mantivéronse en FH, que rexistraron unha media de $90,5\pm 4,2\%$, mentres que caeron notablemente nos humidais FV, nos que atinxiron a media de $62,4\pm 1,9\%$.

Estes resultados indicaron que os humidais FH toleraron ben a nova alimentación, mentres que os humidais FV víronse resentidos na súa eficiencia. Considerando que o desempeño dos humidais FV durante as campañas I a V era lixeiramente inferior ao dos humidais FH, e que a resposta ao incremento de carga agudizou esta diferenza, decidiuse modificar o medio filtrante e procedeuse a engadir unha capa de área máis fina na parte superior das dúas unidades. O obxectivo desta adición foi mellorar a distribución do influente e incrementar o tempo de retención, para acadar así un incremento na eficiencia de depuración. O comportamento hidráulico nas disintas configuracións e etapas de operación das unidades FV1 e FV2 descríbese no apartado 5.4.4 deste capítulo.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

Táboa 5.3. Valores medios da DQO e do pH nos diferentes puntos de mostraxe da planta durante o primeiro mes de operación con adición de vinagre.

	Influyente	Efl. UASB (+vinagre)	FH1	FH2	FH3	FH5	FV1	FV2
pH medio (Desv. est.)	7,70 (0,23)	4,89 (1,03)	7,25 (0,22)	6,85 (0,26)	6,94 (0,25)	6,88 (0,20)	5,95 (1,08)	6,15 (1,34)
DQO media (mg/L) (Desv. est.)	270 (100)	590 (294)	25 (8)	75 (17)	77 (25)	48 (5)	230 (106)	214 (130)
%DQO elim.	-	-	95,8	87,3	87,0	91,9	61,1	63,8

5.4.2.2- Parámetros de determinación “in situ”.

A variación de pH nas augas de alimentación á planta piloto segue un comportamento análogo ó das cinco primeiras campañas sen poder establecerse relación algunha coa climatoloxía ou réxime de precipitacións (Figura 4.2 do Capítulo 4 do presente traballo), como se pode observar na primeira representación gráfica da Figura 5.5. Porén, debido ó incremento en carga orgánica de 171 mgHAc/L con vinagre, o pH diminúe no efluente dos humidais, en ámbalas dúas campañas de xeito evidente en aproximadamente unha ou dúas unidades con respecto ás augas de influente, e fundamentalmente na sétima campaña, como se pode ver na primeira representación gráfica da Figura 5.5, feito que non ocorría en campañas anteriores onde a diminución entre as augas de influente e efluente era inapreciable. Igualmente, as variacións na condutividade, Potencial Redox e osíxeno disolto poderían explicarse en parte polas variacións na concentración causadas polo efecto da dilución coa auga de chuvia.

Da mesma maneira que en campañas anteriores os valores de potencial redox nas augas do influente son superiores ás do efluente como cabe esperar polas características de maior aerobiose, porén os humidais verticais amosan un comportamento máis aeróbico que as augas pertencentes ó UASB. Este comportamento está ben ilustrado na terceira representación da Figura 5.5. A variación de osíxeno disolto concorda cos valores acadados na variación de potencial redox xa que as augas dos efluentes dos humidais verticais posúen maiores valores de osíxeno disolto que as procedentes do UASB como cabe esperar.

Eficiencia en HC de flujo vertical

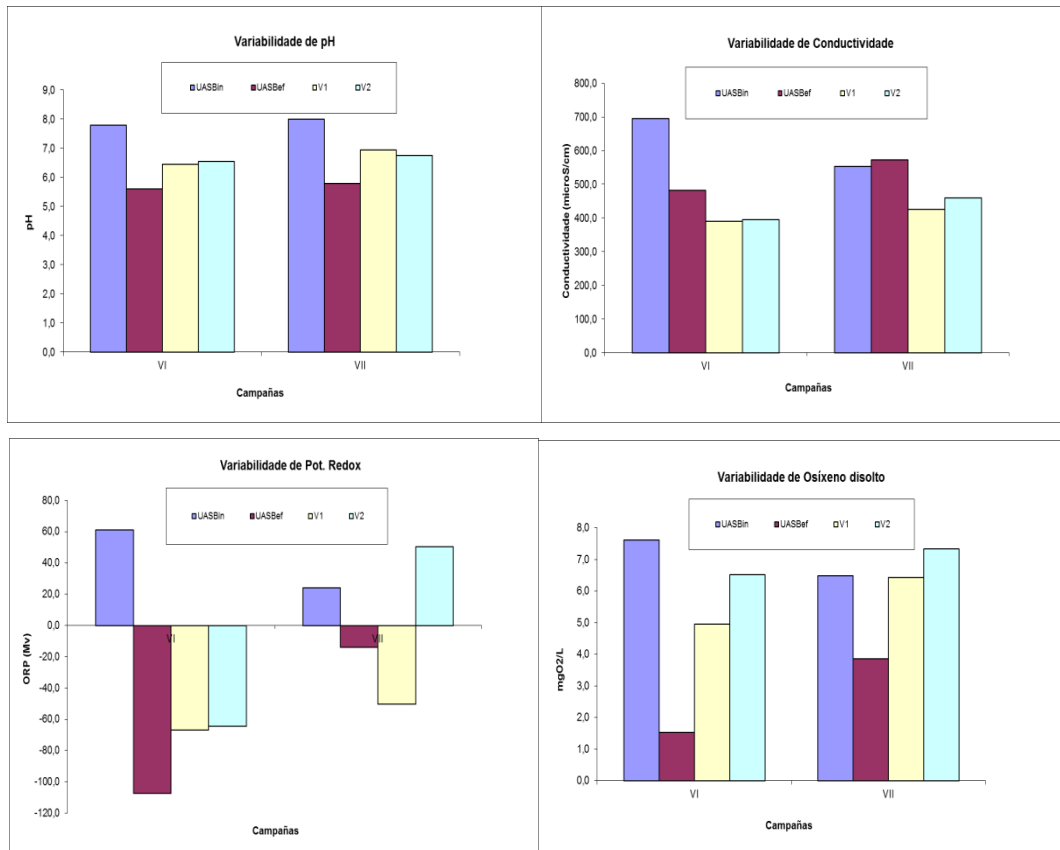


Figura 5.5. Variación de parámetros físicos para os in/efluentes en distintas campañas

5.4.2.3- Parámetros carga orgánica.

Os parámetros de carga orgánica estudados son exactamente os mesmos que os expostos nas cinco campañas anteriores previo ó incremento da carga orgánica. Os valores medios destes parámetros son expostos na seguinte Táboa 5.4.

Táboa 5.4. Valores medios dos parámetros de carga orgánica nas augas alimentadas á planta piloto

Campaña	pH	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	DQO (mg O ₂ /L)	DBO ₅ (mg/L)
Influyente UASB					
VI	7,4	57	51	153	61
VII	7,7	51	47	183	106
Media do período global	7,6	54	49	168	84
Efluente UASB (+vinagre)					
VI	5,5	45	40	342	222
VII	5,6	29	28	298	194
Media do período global	5,6	25	34	320	208

Eficiencia en HC de fluxo vertical

O efluente que chega á planta é diluído, en maior proporción aínda que durante as campañas precedentes. A relación DBO₅/DQO resulta de 0,4 na campaña VI e aumenta a 0,6 na campaña VII.

O UASB, ou tratamento anaerobio previo ós humidais construídos, permite acadar unhas porcentaxes de eliminación medios para as dúas campañas realizadas dun 32% para SST, 37% para DQO e 37% para DBO. Estes baixos rendementos están relacionados co carácter tan diluído do influente se se comparan con valores teóricos esperados (ver o apartado 5.2 do presente Capítulo).

Antes da súa alimentación ós humidais, o efluente do UASB foi suplementado cón vinagre, estimándose un incremento da DQO e da DBO₅ en valores de 182 e 127 mg/L, respectivamente. Porén o incremento de carga foi máis baixo do esperado en parte porque o influente de entrada presentaba unha dilución maior da esperada en relación á época do ano.

Para cada unha das campañas realizadas obtéñense valores de VCH en función do réxime de caudal alimentado a cada un dos humidais (determinado este unha ou dúas veces ó día), Velocidade de Carga Orgánica Superficial (VCOS) en función do caudal alimentado e de cada un dos parámetros determinados e eficiencias de eliminación en función de cada un dos parámetros determinados que permitirán establecer a eficacia de depuración en función do tamaño da grava. Tódolos resultados obtidos son amosados na Táboa 5.5. Para establecer comparación de cada un dos valores acadados por campaña represéntanse na Táboa 5.8 os valores medios obtidos tendo en conta as dúas campañas realizadas para o incremento de carga orgánica.

Táboa 5.5. Capacidade e eficiencia de tratamento para cada humidal FV

Campaña	VI		VII		Media	
	FV1	FV2	FV1	FV2	FV1	FV2
VCH (mm/d)	90,7	91,5	70,4	83,0	80,5±14,4	87,2±6,0
VCOS (g/m ² d)						
SST	4,1	4,1	2,1	2,4	3,1±1,4	3,1±1,2
DQO	31,1	31,3	20,9	24,7	26,0±7,2	28,0±4,7
DBO ₅	20,2	20,3	13,6	16,1	16,9±4,6	18,2±3,0
Eficiencia de eliminación (%)						
SST	84,7	82,4	77,4	81,2	81,1±5,2	81,8±0,8
DQO	96,2	96,2	87,5	91,2	91,8±6,1	93,7±3,5
DBO ₅	99,3	98,2	95,2	95,1	97,2±2,9	96,6±2,2

Eficiencia en HC de fluxo vertical

Os valores obtidos para a VCH atópanse comprendidos no intervalo de 70,4 - 91,5 mm/d para ambas campañas e ámbolos dous humidais verticais, cun valor medio de 83,8 mm/d.

A VCOS para SST varía no intervalo de 2,1 - 4,1 g/m²d. A VCOS para DQO varía no intervalo 20,1 - 31,3 g/m²d acadándose un valor medio de aproximadamente 27,0 g/m²d. . A VCOS para DBO varía no intervalo de 13,6 - 20,3 g/m²d acadándose un valor medio de 17,5 g/m²d.

As porcentaxes de eliminación varían nestas dúas campañas dende o 77,4% ata o 84,2% para SST, dende o 87,5% ata o 96,2% para DQO e dende o 95,1% ata o 99,3% para DBO₅. De forma xeral o humidal vertical V1 que posúe menor diámetro da grava que conforma o seu leito aporta eficiencias de eliminación superiores a V2.

5.4.3- Acumulación de sólidos nos humidais construídos.

Para a realización de ensaios temos en conta que o lodo obtido neste caso é unicamente o resultante do lavado da grava xa que non existe lodo intersticial debido á non retención da auga neste tipo de humidais de fluxo vertical.

O primeiro análise a realizar é a determinación de Sólidos en Suspensión, fundamentalmente de maior importancia os Sólidos en Suspensión Volátiles (SSV) sendo estes o punto de partida para as análises posteriores. Os valores obtidos para SS tanto totais como volátiles por punto de mostraxe e tendo en conta as dimensións dos humidais son amosados na Figura 5.6. Terase en conta que as densidades totais obtidas corresponden aos primeiros 30 cm de medio filtrante (desde arriba), polo que non contabilizan a totalidade de sólidos acumulados nas unidades FV.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

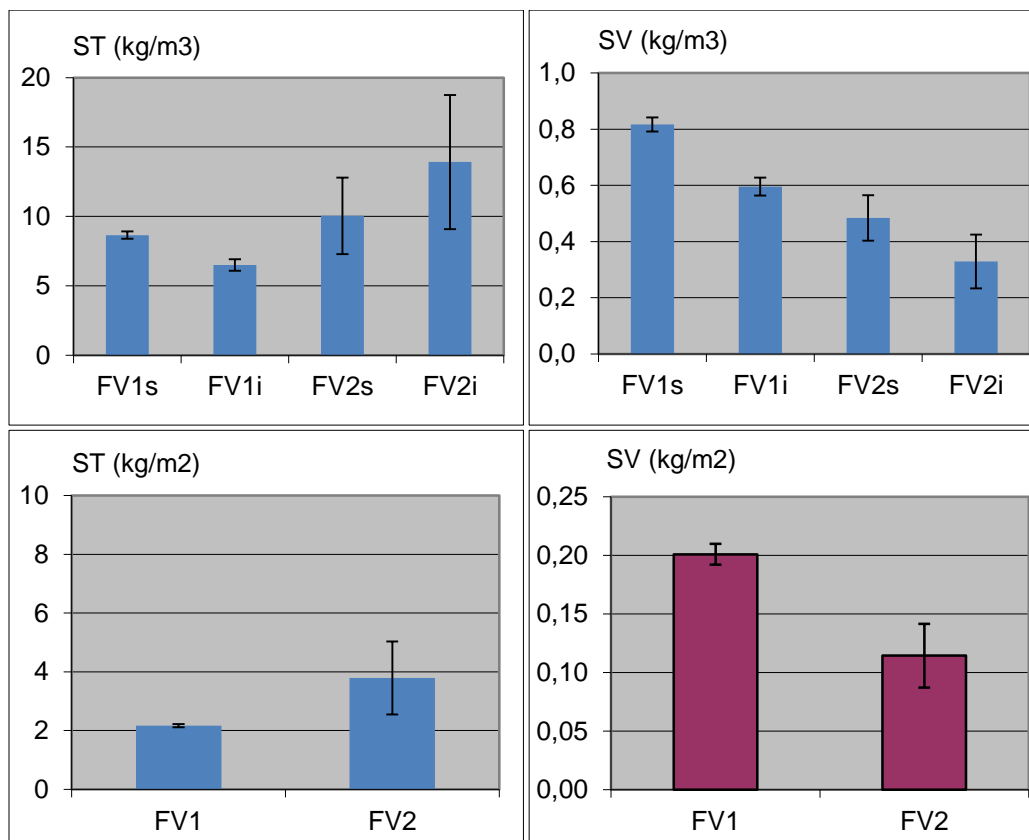


Figura 5.6. Sólidos acumulados en humidais de fluxo vertical: concentracións por capas (s: capa superior 0-10 cm, i: capa inferior seguinte 10 e 30 cm) e densidades medias.

De xeito xeral o contido de Sólidos totais é superior en tódolos caso en FV2 ($p=0,076$), porén, dos sólidos totais sempre é FV1 o que presenta unha maior concentración dos volátiles ($p=0,014$). Estes valores máis elevados para SST en FV2 que en FV1, ao contrario dos valores de SSV podería deberse a unha maior presenza de sólidos finos de tipo mineral na grava empregada para a constitución dos leitos. Por outra banda, para FV1 as concentracións de SST e SSV son significativamente maiores na zona superior que na zona inferior ($p<0,05$), mentres que para FV2 as diferenzas non son significativas ($p>0,22$).

As densidades medias de sólidos volátiles acumulados resultaron de $0,20 \text{ kg/m}^2$ para FV1 e $0,11 \text{ kg/m}^2$ para FV2, unha diferenza significativa a un nivel $p=0,05$. O maior contido en SV no humidal FV1 pode considerarse indicativo dun maior desenvolvemento do “biofilm”, o que estaría de acordo coa maior eficiencia deste humidal fronte a FV2. Por outra banda, estes valores son lixeiramente inferiores aos rexistrados nos humidais FH (ver Capítulo 7 do presente traballo). Mais se temos en

Eficiencia en HC de flujo vertical

conta que no caso dos humidais FV só se contabilizaron os primeiros 30 cm de medio, a cantidade total de sólidos volátiles acumulados por m^2 de humidal podería ser superior.

Unha vez estimados os valores promedio de SSV dedúcese segundo as mencións feitas con anterioridade a cantidade de mostra a tomar para os ensaios de DQO (tendo entre 200-400 mg SSV en total) e estimando, polo tanto, factor de 1-2 gDQO/gSSV e de 0,05-0,25 DBO₅/SSV. Os resultados móstranse na Figura 5.7.

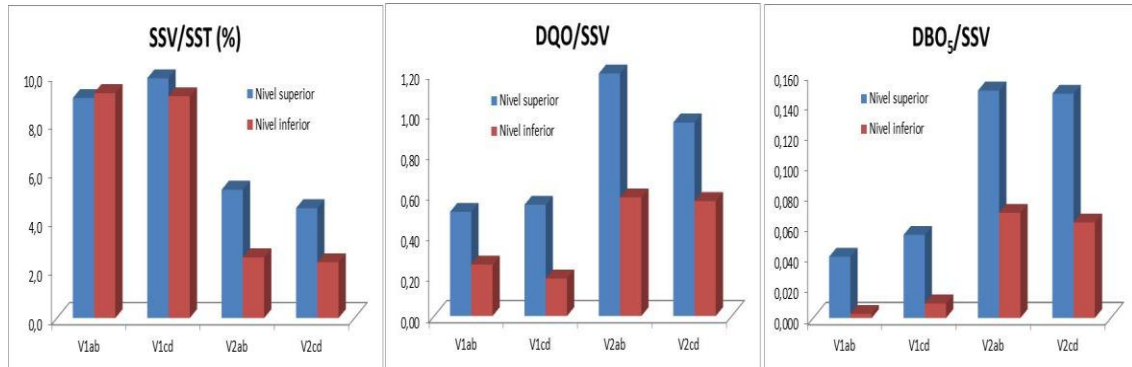


Figura 5.7. Variación de carga orgánica con respecto a sólidos en función do nivel da grava e humidal.

A porcentaxe de sólidos volátiles resultou de aproximadamente o 9% dos ST en FV1, sen diferenzas entre a capa superior e inferior, mentres FV2 mostrou unha porcentaxe aínda inferior (2-5%), condicionada pola maior presenza de sólidos inorgánicos. Os valores de DQO/SSV e de DBO₅/SSV tamén resultaron moi superiores para a unidade FV2 en comparación con FV1 ($p < 0,05$), e en ambos casos foron superiores para as mostras de superficie que para as mostras de maior profundidade ($p < 0,05$). Así, na capa máis superficial, os valores de DBO₅/SSV resultaron de 0,05 (FV1) e 0,15 (FV2) gDBO₅/gSSV, e na seguinte capa inferior foron de 0,006 (FV1) e 0,07 (FV2) gDBO₅/gSSV. Este acusado gradiente vertical de DOQ e DBO₅ é indicativo de que a maior parte da eliminación do substrato nos sistemas FV ten lugar perto da superficie.

5.4.4. Comportamento hidráulico de HC FV.

Neste apartado analizamos tanto o réxime de entrada de auga aos humidais como os perfís de saída de auga dos mesmos. Incluímos tanto o estudo do funcionamento dos sifóns autocebantes como os perfís de fluxo nas unidades piloto, ao longo do sistema, tanto antes como despois de engadir area entrefina na parte superior. Tamén se describen unha serie de probas en laboratorio realizadas con vistas a elixir un material

axeitado para engadir na parte superior, que foron realizadas antes de levar a cabo esta adición, aínda que no presente estudo se presentan ao final.

5.4.4.1- Réxime de descarga dos sifóns.

A entrada de auga nos humidais verticais pódese estudar mediante distintos mecanismos, un deles consiste especificamente en facer medicións da diminución na columna de auga dende que o sifón se ceba ata que se valeira completamente acadando así un ciclo total de descarga. Os datos así obtidos teñen alén diso dous tratamentos posibles, xa que, dependendo do número de puntos a considerar nas determinacións, obtéranse as representacións expostas nas Figuras 5.8 e 5.9.

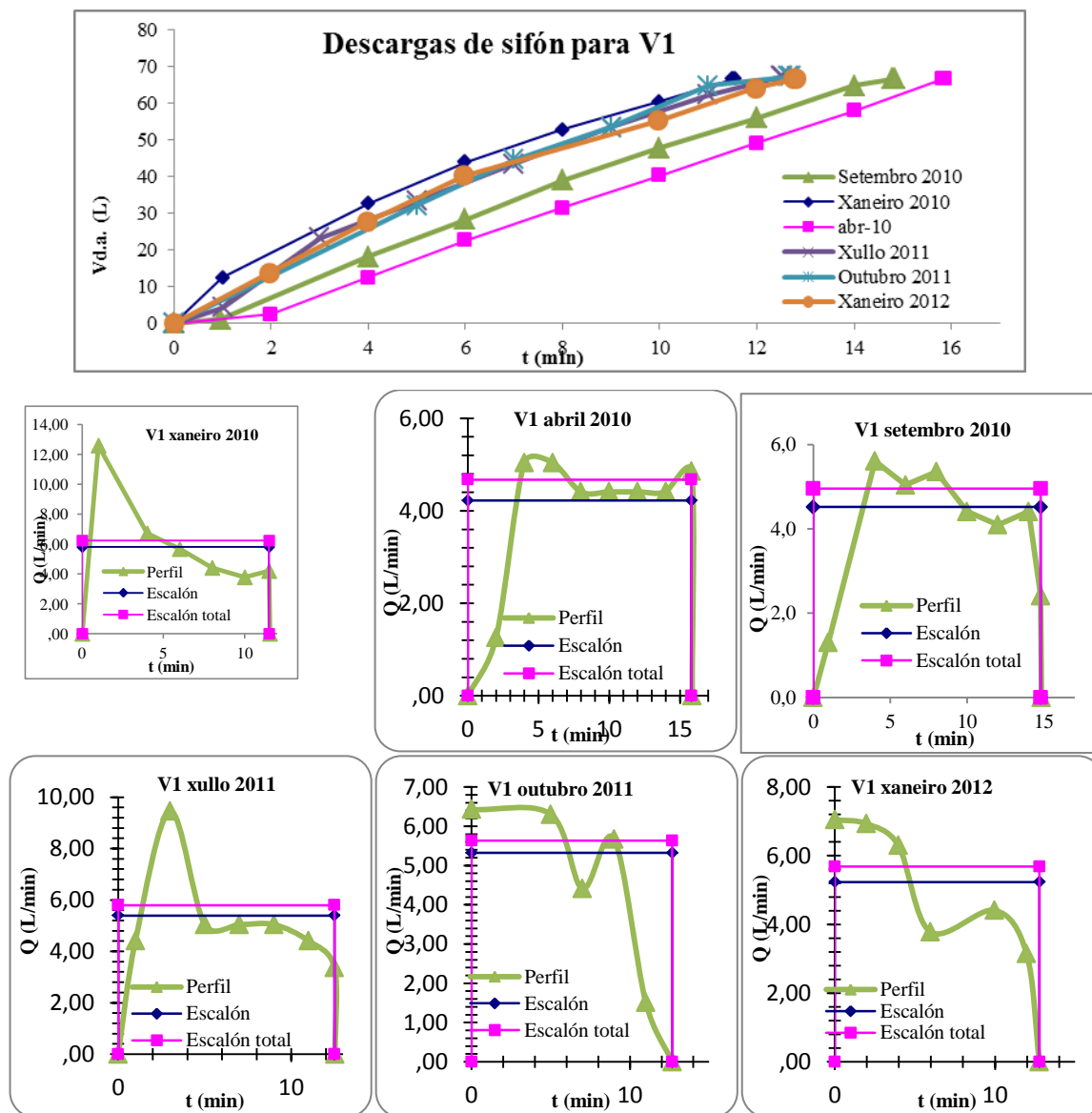


Figura 5.8. Avaliación de entrada de auga no sifón para V1.

Eficiencia en HC de flujo vertical

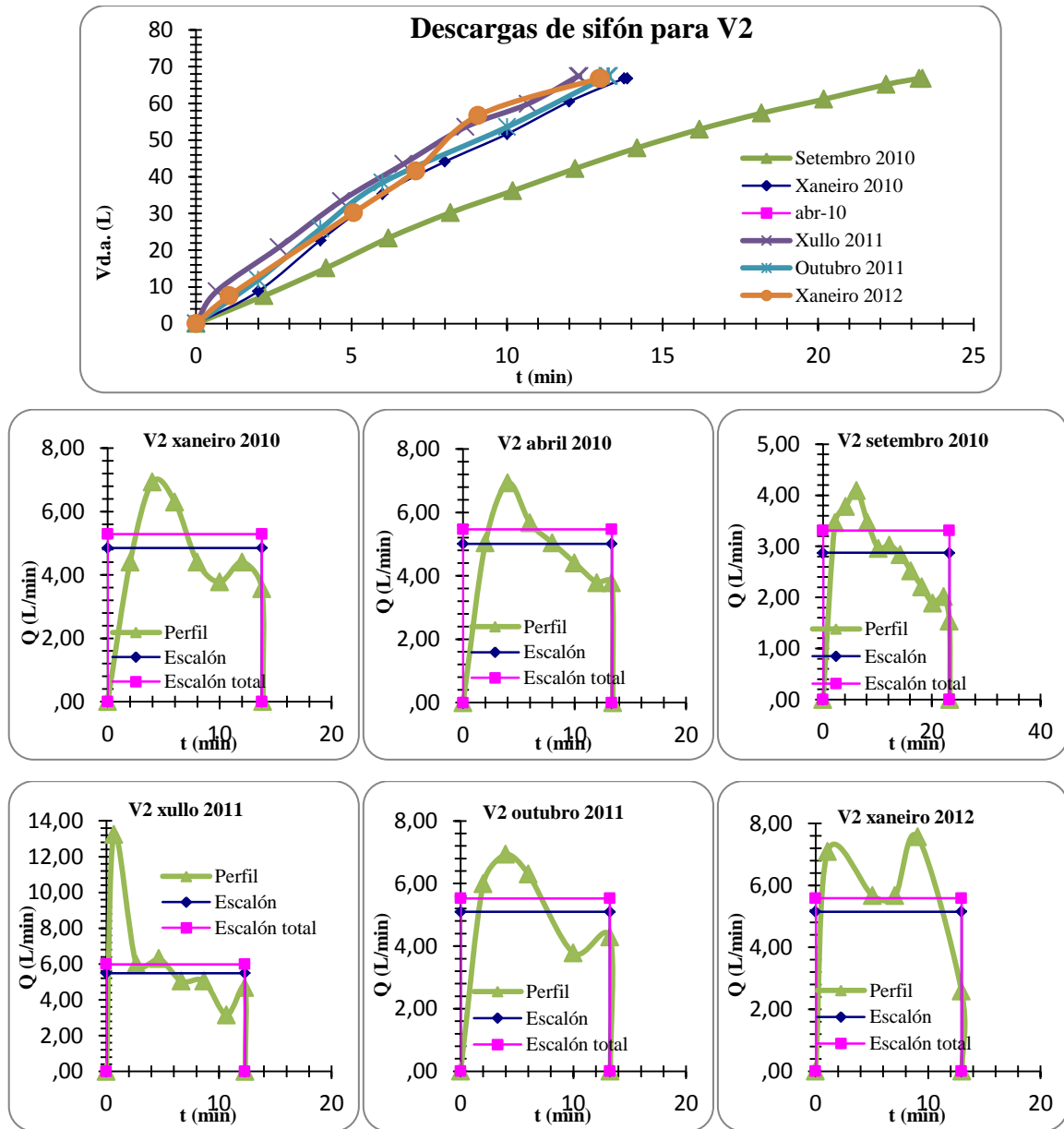


Figura 5.9. Avaliación de entrada de auga no sifón para V2.

A entrada de auga nos humidais verticais a través do método de descarga de sifón autocebante, como se pode ver na súa variación temporal, aínda que non segue un patrón de comportamento invariable, si presenta suficiente uniformidade en relación co obxectivo de alimentación intermitente dos humidais FV mediante descargas puntuais e rápidas. A diferenza fundamental nos gráficos representativos da entrada de auga aos humidais FV é a maior lentitude da descarga efectuada en setembro de 2010 a V2. No resto dos casos, a maior ou menor separación das curvas débese en parte á elección do momento de inicio da descarga. Así, a descarga aos humidais FV pode definirse mediante os seguintes criterios:

Eficiencia en HC de flujo vertical

- Tempo de descarga: 10-15 minutos
- Volume de descarga: 65-70 L
- Velocidade típica de descarga: 4-7 L/min
- Periodicidade das descargas: variable desde 2,5 h ó principio de funcionamento da planta depuradora con maiores valores de caudais de entrada ata aproximadamente 4 h tras tres anos de funcionamento da planta depuradora con valores menores de caudais de entrada (isto durante o período diúrno de alimentación da planta, o que resultou entre 3 e 5 descargas cada período de 24 h).

A limpeza periódica dos sifóns realizouse cada tres meses aproximadamente coincidindo coa preparación previa dos estudos de perfíles de fluxo e consistiu nun lavado con auga potable das paredes dos sifóns e retirada da auga do fondo que contén principalmente os sólidos lavados antes de que se produza o cebamento do sifón, alén de seguirse despois co recheo dos sifóns de auga potable e as súas posteriores descargas que permiten limpar o interior do tubo autocebante. Desta forma, acadouse un comportamento regular no tempo.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

5.4.4.2- Perfis de fluxo saída dos humidais FV1 e FV2.

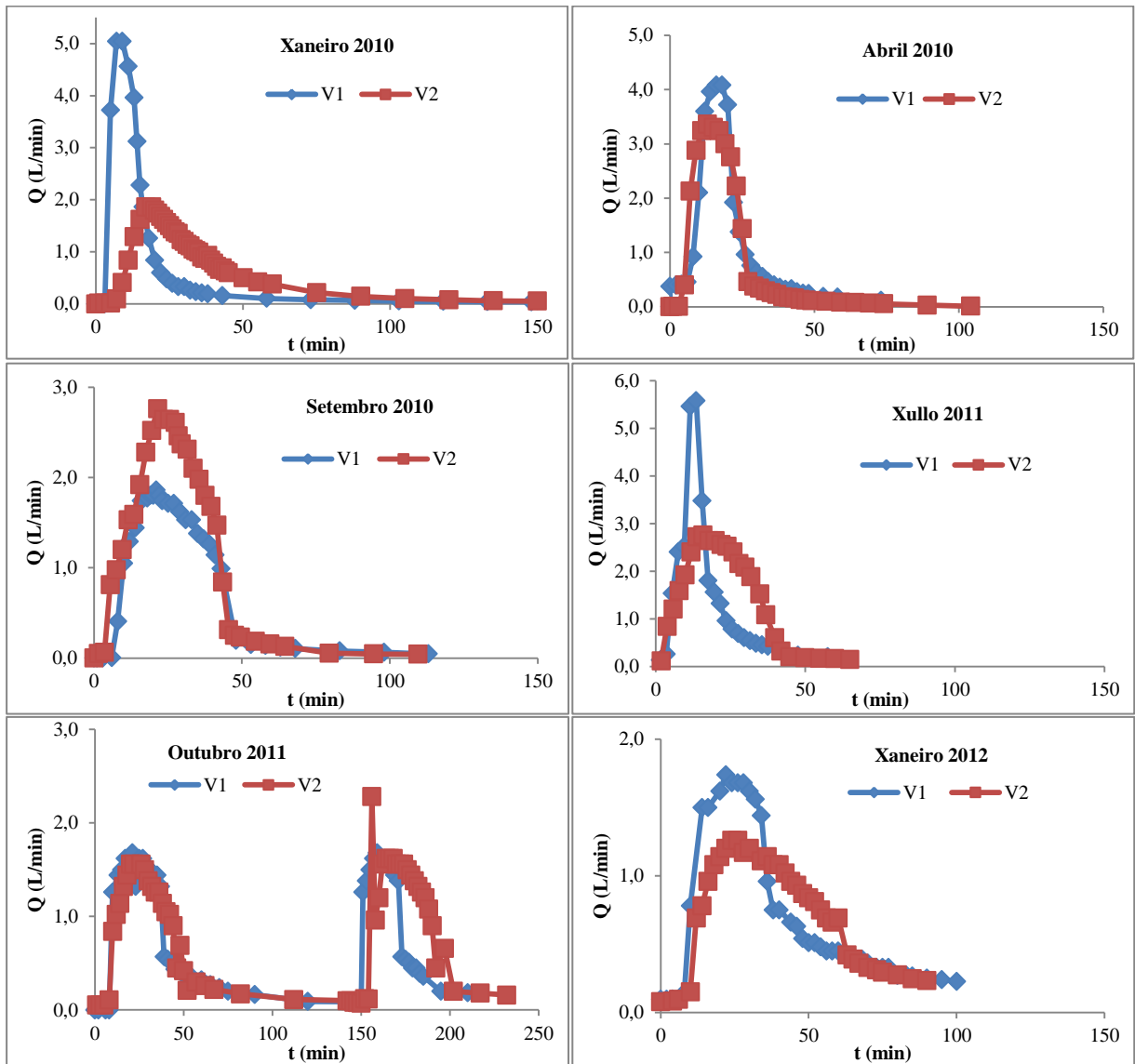


Figura 5.10. Evolución comparativa da saída de auga dos humidais V1 e V2 co tempo.

Na Figura 5.10 preséntanse os perfis de fluxo saída dos humidais FV en distintas datas. Nas representacións gráficas obtidas con anterioridade non se pode establecer ningunha pauta de comportamento ó igual que ocorría coas descargas de sifón, xa que parecendo ó principio que os valores punta de caudais máis altos eran acadados para V1 obsérvase que non ocorre así nos estudos de setembro de 2010 e outubro de 2011. Se temos en conta tamén a porosidade da grava e o seu diámetro de partícula non cabería esperar o comportamento dos perfis que se obteñen con data de xaneiro de 2010, xullo de 2011 e xaneiro de 2012 xa que cabe esperar unha maior retención para V1 (grava máis fina) e non V2.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

Así pois, no resto dos estudos tanto V1 como V2 amosan comportamentos e capacidades de retención hidráulica similares. Como se pode observar na representación gráfica de setembro de 2010 arriba exposta a área baixo a curva é superior para V2 que para V1, isto pode ser debido a que a determinación nesta data fíxose coa primeira descarga do día para V1 e coa segunda para V2 de xeito que o leito xa estaba húmido e non retivo tanta auga como a que retivo V1 xa que estaba seco e alén diso a súa capacidade de retención tamén debería ser maior. Esta teoría da maior capacidade de retención co leito seco que co leito húmido comprobouse tamén nos estudos realizados a escala de laboratorio que se expoñen a continuación. O que si parece evidente e que coa adición de 10 cm de area de entre 0 e 3 mm de diámetro de partícula en cada un dos humidais, parece que a forma na evolución dos perfís do fluxo é moi similar acadando tamén capacidades de retención moi similares como se pode observar nos estudos realizados tras esta adición en outubro de 2011 e quizais un pouco superior para V2 segundo os resultados acadados no estudio de xaneiro 2012.

Coa adición da area queda máis que demostrado o aumento na capacidade de retención hidráulica do leito ou no tempo en que a auga tarda en atravesalo como se pode observar tanto na Figura 5.11, na que se observa estancamento da auga en superficie trala descarga, como no retardo observado entre a descarga do sifón e o perfil de fluxo (Figura 5.10). Este encharcamento non se tiña observado antes da adición desta capa de area, mais pódese considerar normal no funcionamento dos humidais de fluxo vertical.



Figura 5.11. Estancamento da auga (trala adición de area en superficie) posterior á descarga do sifón nos dous humidais verticais.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

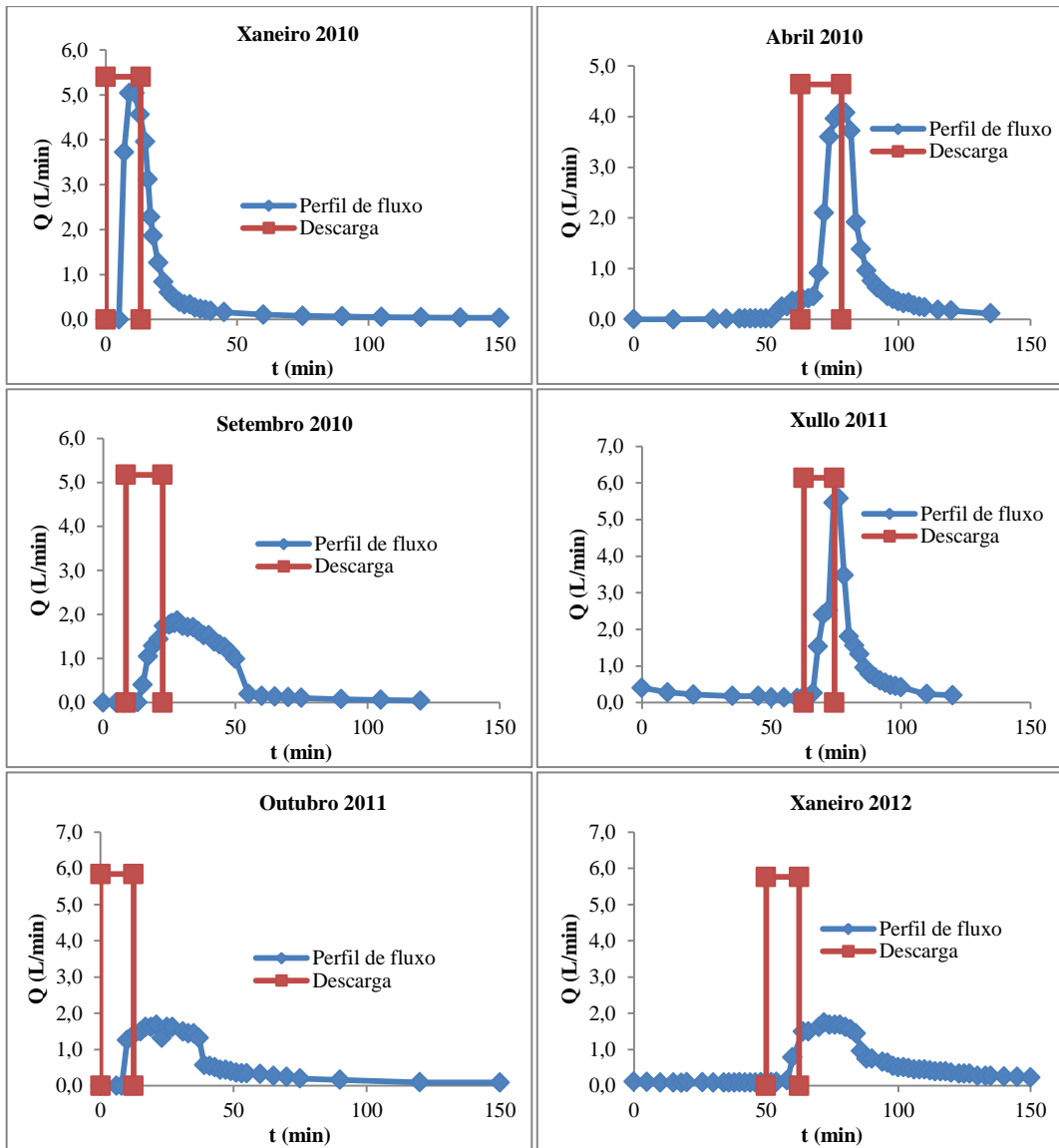


Figura 5.12. Evolución do distanciamento entre a descarga do sifón e o perfil de fluxo de saída de V1.

Eficiencia en HC de flujo vertical

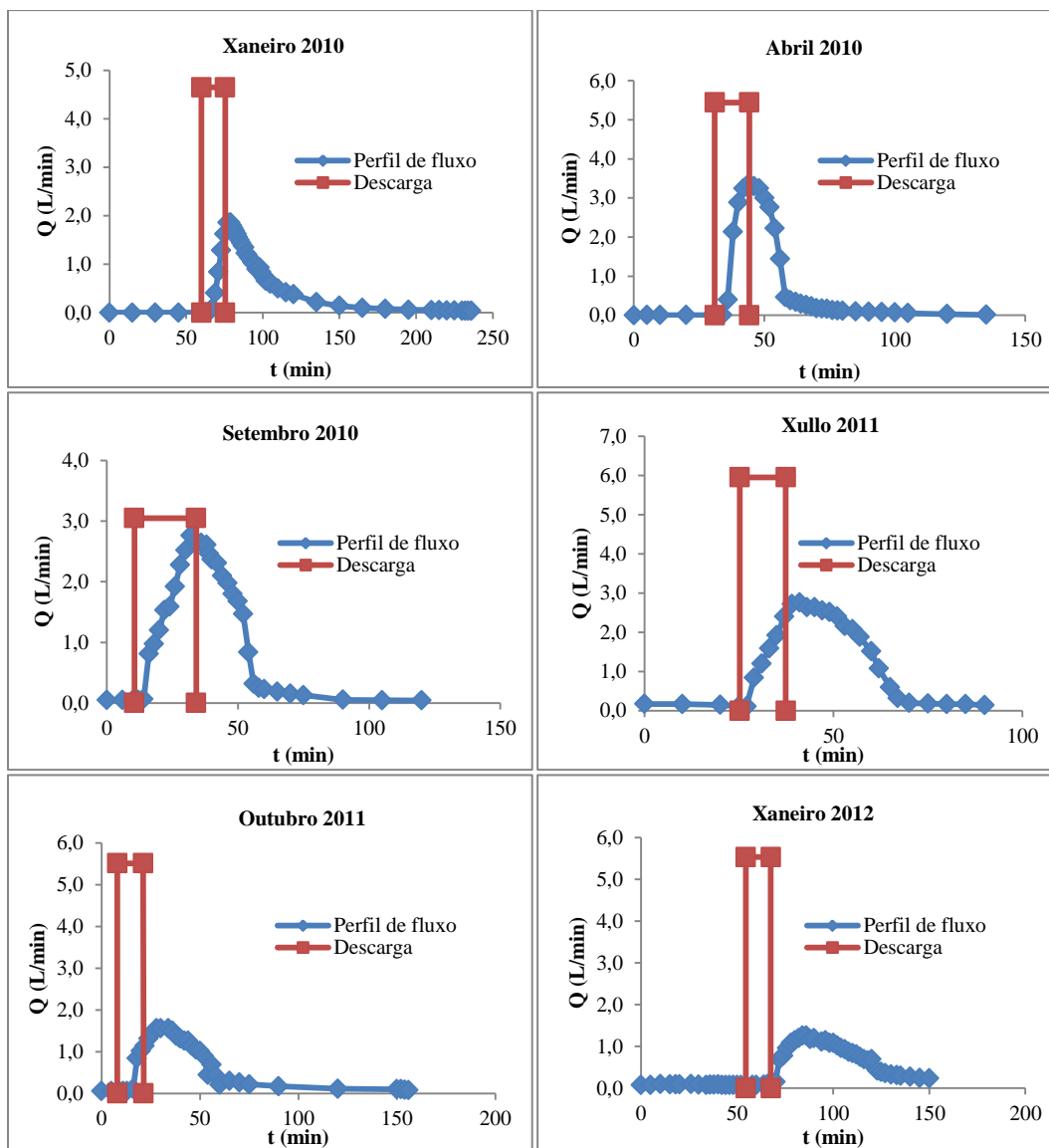


Figura 5.13. Evolución do distanciamento entre a descarga do sifón e o perfil de fluxo de saída de V2.

Nas Figuras 5.12 e 5.13 resulta evidente o incremento do distanciamento entre a descarga do sifón e o perfil de fluxo co paso do tempo de funcionamento da planta, así como trala adición da area en superficie antes do estudo de outubro de 2011. Estes dous factores provocan unha maior saturación do leito o primeiro e un menor diámetro de paso o segundo, que incrementan a capacidade de retención hidráulica do mesmo, aumentando tamén o tempo de contacto entre a auga e o leito. Aínda que o funcionamento da planta marca sen lugar a dúbidas o incremento na capacidade de retención, o efecto producido pola adición de area fina en superficie é máis relevante.

As Figuras 5.14 e 5.15 mostran conxuntamente todos os perfís para FV1 e FV2. Podemos observar que, a pesar da influencia do tempo de operación e da adición de area fina na parte superior, o comportamento é en parte variable, como o pon de manifesto

Eficiencia en HC de fluxo vertical

un perfil de fluxo lento para FV1 en setembro de 2010, e para FV1 xa en xaneiro de 2010 e tamén en setembro de 2010. A pesar desta variabilidade, os perfíles obtidos tras a adición de area (outubro 2011 e xaneiro 2012) si mostran un maior retraso que todos anteriores.

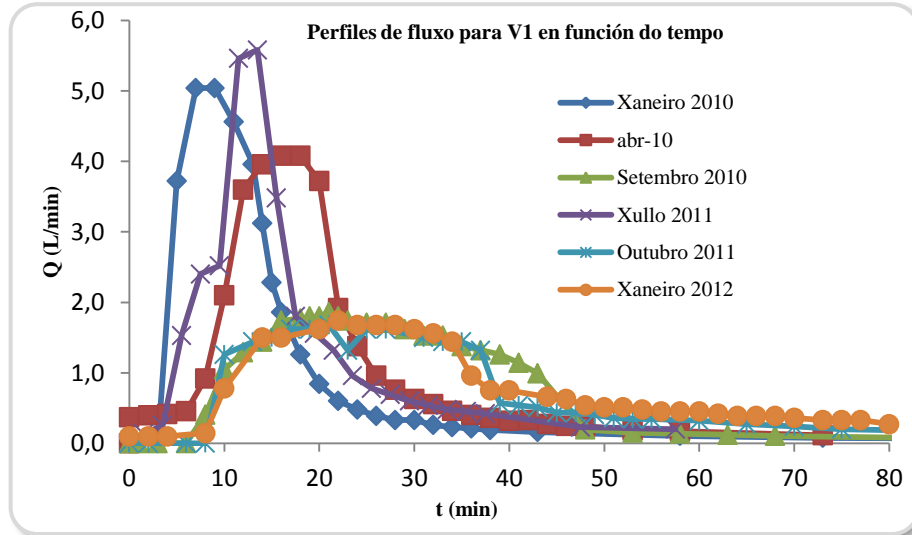


Figura 5.14. Evolución da saída de auga do humidal FV1 (1-3 mm) co tempo.

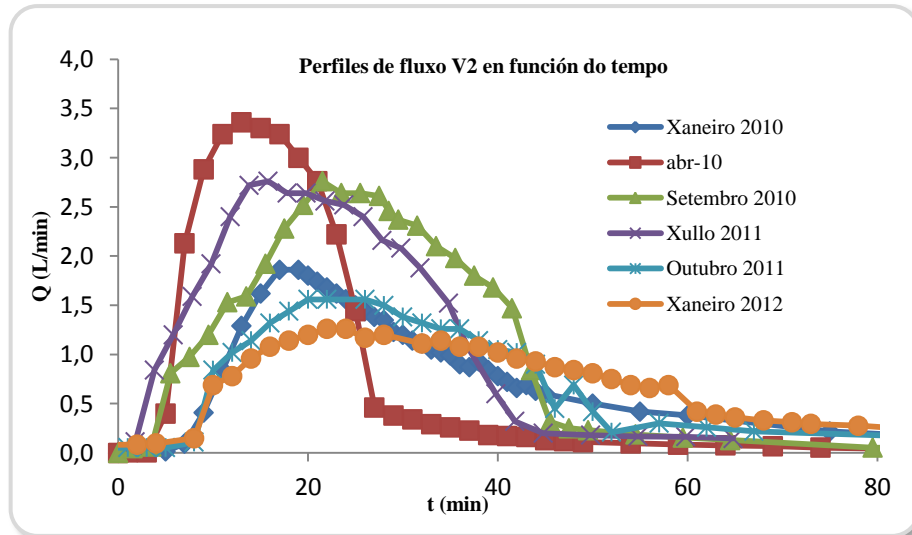


Figura 5.15. Evolución da saída de auga do humidal V2 (3-6 mm) co tempo.

A partir dos perfíles de fluxo obtivéronse unha serie de parámetros que nos permitan facer unha análise cuantitativa. Estes parámetros son o tempo medio de saída, o retardo no inicio da saída (en relación ao comezo da descarga do sifón), e o caudal

Eficiencia en HC de fluxo vertical

máximo de saída. Os resultados móstranse na Táboa 5.6, xunto coas medias dos perfís obtidos antes e despois da adición da area en superficie.

Táboa 5.6. Parámetros dos perfís de fluxo nas unidades V1 e V2.

Perfil	t (d)	V1	V1	V1	V1	V2	V2	V2	V2
		tm(min)	tr (min)	Qmax (L/min)	Vac (L)	tm(min)	tr (min)	Qmax (L/min)	Vac (L)
1.Xan 10	85	11,4	3,0	5,0	67,9	29,9	8,0	1,9	61,7
2.Abr 10	183	17,6	7,0	4,1	69,4	16,5	5,0	3,4	64,5
3.Set 10	314	27,5	7,0	1,9	60,8	26,3	4,0	2,8	83,0
4.Xul 11	622	14,2	4,0	5,6	67,0	21,4	2,0	2,8	74,4
5.Out 11	739	29,8	9,0	1,6	62,9	32,2	8,0	1,6	63,9
6.Xan 12	810	30,9	9,0	1,7	67,6	37,7	8,0	1,3	64,4
Media 1-4		17,7±7,0 ^a	5,3±2,1 ^a	4,2±1,6 ^b	66,3±3,8	23,5±5,8 ^a	4,8±2,5 ^c	2,7±0,6 ^a	70,9±9,7
Media 5-6		30,4±0,8 ^a	9,0±0 ^a	1,7±0,1 ^b	65,3±3,3	35,0±3,9 ^a	8,0±0 ^c	1,5±0,2 ^a	64,2±0,4

Notas: Tempo de operación (t), tempo medio do perfil (tm), tempo de retardo (tr), caudal máximo (Qmax) e volume efluente acumulado no experimento de determinación do perfil (Vac). Media 1-4: antes da adición da area en superficie, Media 5-6: despois. Diferenzas entre medias 1-4 e 5-6 significativas a un nivel $p < 0,10^a$, $p = 0,11^b$ e $p = 0,16^c$.

Existe unha clara relación entre estes tres parámetros, como sería de esperar, de tal forma que tm e tr evolucionan no mesmo sentido ($R^2 = 0,86$ (V1) e $0,54$ (V2), mentres o caudal máximo faíno en sentido contrario, diminuindo a medida que aumenta tm (R^2 0,95 e 0,93 para V1 e V2, respectivamente) e tamén tr (R^2 0,80 e 0,62). A mellor relación establececese por tanto entre o caudal máximo e o tempo medio de retención, quizás polo maior erro na determinación do tempo de retardo.

Se tomamos en consideración os parámetros tm e Qmax dos 4 primeiros perfís (antes da adición da area entrefina na superficie), non se observa relación entre estes parámetros e o tempo de operación ($R^2 < 0,1$). Considerando conxuntamente os 6 experimentos, o caudal máximo diminúe e o tempo medio de retención aumenta co tempo de operación, mais a correlación é feble (R^2 0,2-0,4). Porén, os valores medios acadados antes e despois da adición da area para estes parámetros son claramente diferentes, pasando o tempo medio de retención dos 17,7±7,0 aos 30,4±0,8 minutos en FV1 e dos 23,5±5,8 aos 35,0±3,9 minutos en FV2. Á súa vez, o caudal máximo reduciuse desde os 4,2±1,6 aos 1,7±0,1 L/min en FV1 e de 2,7±0,6 aos 1,5±0,2 L/min en FV2. Estas diferenzas son estatisticamente significativas para un nivel de probabilidade p de 0,1. Concluimos, por tanto, que o incremento da capacidade de

Eficiencia en HC de fluxo vertical

retención hidráulica foi debido a adición dunha capa de 10 cm de area entrefina en superficie, e non tanto ao tempo de operación. A escasa influencia do tempo de operación nestes parámetros podería estar relacionada co feito de aplicar unha baixa carga superficial e a reducida acumulación de biomasa e outros sólidos orgánicos no medio filtrante.

5.4.4.3- Estimación das perda de auga por evapotranspiración.

Outros datos acadados de gran importancia para avaliar as perdas de augas producidas por evapotranspiración son os valores que se amosan na Táboa 5.7.

Táboa 5.7. Volumes de entrada e saída para os humidais en distintas campañas, capacidades de retención e volumes recuperados.

Datas	FV1				FV2			
	V entr. (L)	V saída (L)	Perdas (L/m ²)	Recup. (%)	V entr. (L)	V saída (L)	Perdas (L/m ²)	Recup. (%)
Xaneiro 2010	72,2	67,9	1,4	94,0	73,3	61,7	3,9	84,2
Abril 2010	83,8	69,4	4,8	82,8	72,9	64,5	2,8	88,5
Setembro 2010	73,3	60,8	4,2	82,9	80,4	83,0	-0,9	103,2
Xullo 2011	72,5	67,0	1,8	92,4	73,5	74,4	-0,3	101,2
Outubro 2011	71,4	62,9	2,8	88,1	73,1	63,9	3,1	87,4
Xaneiro 2012	72,6	67,6	1,7	93,1	72,4	64,4	2,7	89,0
Media	74,3	65,9	2,8	88,9	74,3	68,7	1,9	92,2
Desv. est.	4,7	3,3	1,4	5,1	3,0	8,3	2,0	7,9

De acordo coa Táboa 5.7, a evapotranspiración resulta sempre moi reducida, variando entre 0 e 17% da carga hidráulica. Nas condicións de operación aplicadas obtivéronse para cada pulso influente unhas perdas medias de 3 L/m² (11%) en FV1 e 2 L/m² (8%) en FV2, se ben as diferenzas non son significativas.

5.4.4.4- Avaliación comparativa dos medios nos perfís de fluxo a escala de laboratorio.

En columnas de laboratorio obtivéronse os perfís de fluxo con mostras de medio granular procedente das unidades FV1 e FV2 desta investigación.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

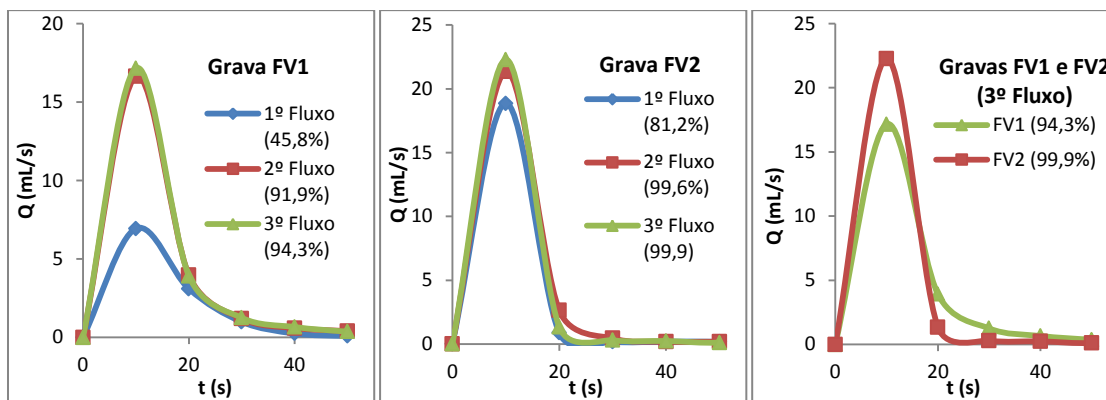


Figura 5.16. Avaliación comparativa de perfís de fluxo en función do tipo de grava (escala laboratorio).

A grava FV1 ten un diámetro de partícula de 1-3 mm e a grava FV2 un diámetro de partícula superior de 3-6 mm. Os resultados destes experimentos mostran que a grava FV1 retén unha maior cantidade de auga que a grava FV2, o que se pode deber á súa maior superficie específica derivada dun menor tamaño de partícula. Unha vez que o medio está humedecido (o que corresponde en xeral coas condicións reais de operación dos humidais), o volume efluente alcanza sempre máis do 90% da auga influente. Por esta razón, decidiuse facer uso dos experimentos correspondentes ao 3º fluxo. Comparando os perfís no 3º fluxo para FV1 e FV2, podemos ver que son moi similares, coa diferenza de que FV2 presenta unha menor desviación do fluxo en pistón que FV1. Por outra banda, calquera das areas ofrece un tempo de retención medio inferior a 10', neste sistema de laboratorio.

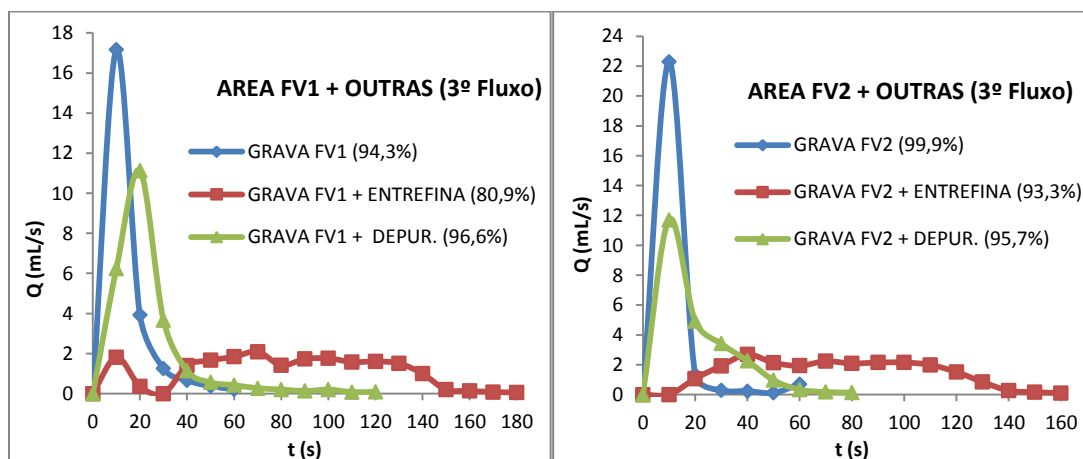


Figura 5.17. Avaliación comparativa das capacidades de retención e perfís de fluxo con distintos leitos (Os leitos foron conformados por 15 cm de grava procedente de FV1 ou FV2, e segundo o caso, outros 5 cm de area entrefina ou area de depuradora na parte superior. Entre parénteses, a porcentaxe de volume de auga recuperado no efluente).

Eficiencia en HC de fluxo vertical

Na Figura 5.17 amósanse os perfís de fluxo obtidos a escala de laboratorio para a combinación dos medio FV1 e FV2 con outra area, xa sexa area entrefina ou area de depuradora, co obxectivo de comparar a mellora na capacidade de retención ó engadir unha capa de area na parte superior da columna.

A adición dunha capa de area entrefina na parte superior permite incrementar a capacidade de retención tanto do medio granular FV1 como FV2, orixinando un tempo de permanencia de máis de 1 minuto en comparación con tempos de uns 10 s para as columnas que conteñen unicamente medio FV1 e FV2. No caso de engadir area de depuradora, tamén se incrementa a capacidade de retención, mais non de forma significativa.

Porén, debemos ter en conta que existe un factor de escala non determinado entre os sistemas de laboratorio e a planta piloto. Como temos visto, os tempos de saída da auga en laboratorio son moi reducidos (menos de 10' para FV1 e FV2) en comparación cos tempos de saída na planta piloto (no rango de 11-30 minutos). Por tal razón, é difícil estimar a priori o efecto que tería a adición dunha capa de area entrefina ou de ara de depuradora na parte superior das unidades FV1 e FV2. Tendo en conta o menor custo e o maior efecto sobre o tempo de retención, elixiuse engadir area entrefina na parte superior dos humidais piloto FV1 e FV2.

5.4.5 Capacidade e eficiencia dos humidais construídos segundo a súa configuración e condicións de operación.

5.4.5.1- Efecto da modificación do leito dos humidais FV.

Debemos ter en conta que antes das dúas últimas campañas realizamos no leito dos humidais verticais unha modificación consistente en engadir na zona superior unha capa de 10 cm de area de tamaño de partícula de 0-3mm. Esta modificación podemos considerala determinante para os resultados da súa eficacia de depuración. Así pois a comparación entre a concentración de influente para as distintas variables nas sete campañas empregadas e as diferentes concentracións nos efluentes amósanse na Figura 5.18.

Eficiencia en HC de flujo vertical

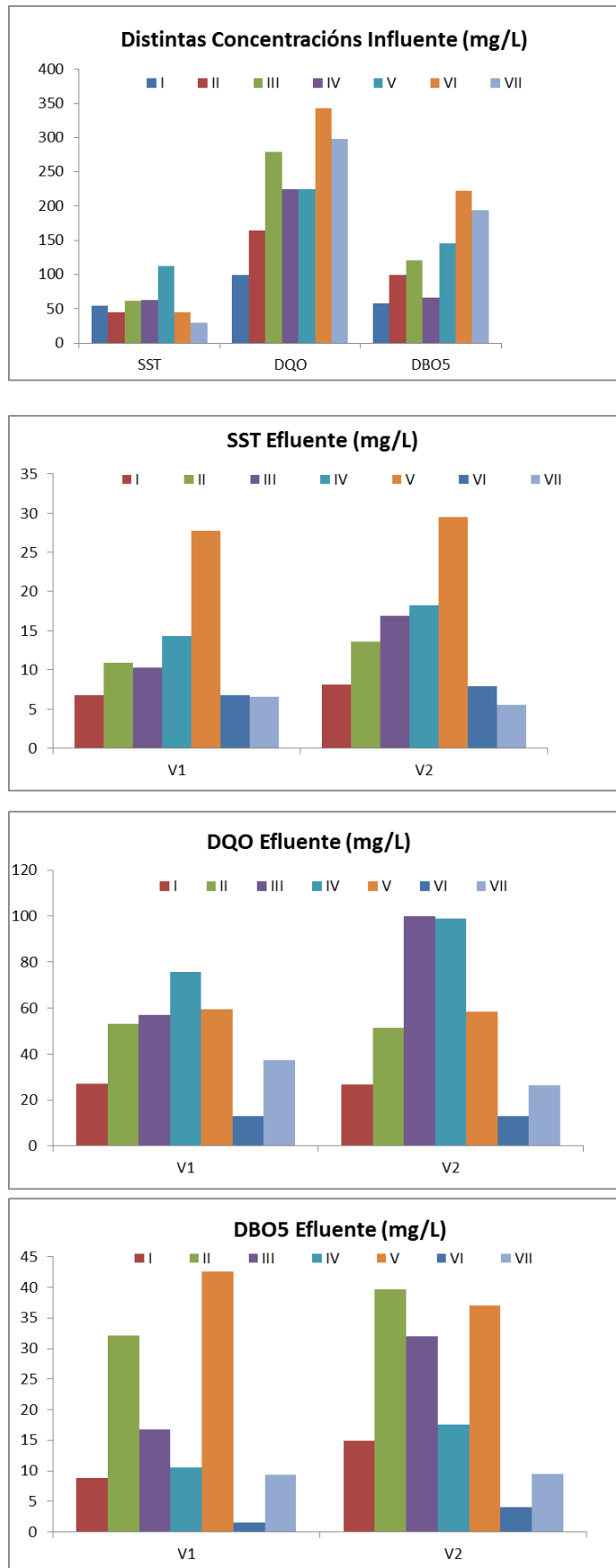


Figura 5.18. Variación de parámetros de carga orgánica influente/efluente por humidal e campaña.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

- A concentración de SST no efluente presenta o seu máximo valor durante a quinta campaña en ámbolos dous humidais verticais, feito que se ve directamente relacionado coa maior concentración de SST nas augas do influente e cun incremento no tempo desde a campaña I á campaña V. En ambos humidais acádanse as menores concentracións nas dúas últimas campañas de estudo, o que se pode achacar tanto á presenza da capa superficial de area engadida como á menor concentración no influente. De feito, atópase unha clara relación entre a concentración efluente e influente, tanto para FV1 ($R^2 = 0,85$, $p=0,003$) como para FV2 ($R^2 = 0,89$, $p=0,001$). Así, en tódalas campañas da I á V o humidal FV1 que conta cun recheo de menor tamaño de grava acadou menores concentracións efluentes de SST (14,0 mg/L de media) que FV2 (17,3 mg/L de media), unha diferenza significativa se temos en conta a influencia simultánea da concentración e o tipo de grava. A análise de varianza de dous factores con unha única mostra por grupo permite atribuír a maior parte da varianza á concentración influente ($F=41,3$; $p=0,000$), pero tamén de forma significativa ao tipo de grava ou unidade FV ($F=6,5$; $p=0,043$). Trala adición da area en superficie non hai diferenzas apreciables entre ambas unidades.
- A DQO nos efluentes aumentou co tempo de operación, como tamén o fixo dunha forma xeral a DQO influente. A DBO_5 influente non presenta un comportamento definido. A capacidade de eliminación destes dous parámetros foi, nalgúns campañas, superior no humidal FV1 con menor tamaño de partícula, máis noutras ocorreu o contrario. Nas campañas VI e VII, tras a adición de area en superficie ambos humidais, FV1 e FV2, acadan concentracións efluentes similares e máis baixas que nas campañas anteriores.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

5.4.5.2- Velocidades de carga e eficiencia.

A Velocidade de carga orgánica superficial ($\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$) durante os períodos de alimentación sen vinagre e con vinagre (neste último caso, coa nova capa de area en superficie), en valores medios para os dous humidais, foron as indicadas na Táboa 5.8.

Táboa 5.8. Valores medios de velocidade de carga orgánica superficial para os períodos de baixa e alta carga.

	N	VCH	SST	DQO	DBO5
Períodos I-V	5	103,2±1,9	6,66±0,25	19,94±0,58	9,88±0,30
Períodos VI-VII	2	83,9±3,4	3,15±0,14	27,01±1,42	17,54±0,92

A VCOS en SST durante a etapa de adición de vinagre foi a metade da correspondente ao período anterior, o que se debe á chegada a planta dun efluente residual máis diluído, pois a adición de vinagre non interfere neste parámetro. A adición de vinagre incrementou a VCO en DQO e DBO₅, aínda que en menor grao do esperado, como consecuencia do carácter extremadamente diluído da auga residual influente. Os incrementos foron do 35% en DQO e do 78% en DBO₅.

As porcentaxes medias de eliminación para a alimentación sen e con vinagre (tamén sen e con capa de area entrefina na parte superior) móstranse na seguinte figura 5.19.

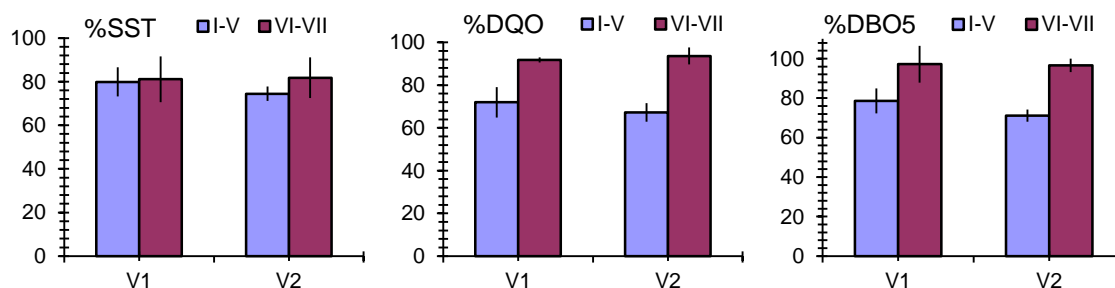


Figura 5.19. Capacidade de eliminación por humidai e período de alta e baixa carga.

- A porcentaxe de eliminación de SST non varía significativamente en función do humidai, velocidade de carga orgánica ou configuración, cando se considera unicamente a variación dun destes factores (ANOVA de un factor). A principal diferenza ($p=0,17$) corresponde á unidade FV2 antes da adición de area en superficie (74,4%) e despois da adición (81,8%). Porén, a análise de varianza de dous factores con unha única mostra por grupo identifica variacións

Eficiencia en HC de flujo vertical

significativas entre as dúas unidades antes da adición de area en superficie (con medias do 80% e 74% en FV1 e FV2, $p=0,029$).

- As eliminacións de DQO e DBO₅ foron lixeiramente inferiores no humidal FV2 en relación a FV1, durante a configuración inicial (campañas I-V), se ben as diferenzas non son estatisticamente significativas ($p>0,15$ para ANOVA de un factor, $p>0,06$ para ANOVA de dous factores). Porén, pódese observar que nas dúas últimas campañas as eficacias de eliminación en canto a DQO e DBO₅ melloraron significativamente ($p<0,04$) para ámbolos dous humidais, o que consideramos relacionado coa adición de area en superficie, xa que tras o incremento da carga e antes de engadir a area en superficie observouse unha deterioración da eficiencia de depuración (segundo se veu arriba, Táboa 5.3).

5.4.5.3- Comparación das eficiencias de eliminación en función da dirección do fluxo.

A continuación ilústrase na Figura 5.20 as diferenzas atopadas nas eficiencias de eliminación para SST, DQO e DBO con respecto á dirección do fluxo (horizontal e vertical) dos humidais construídos en sistemas de baixa e alta carga orgánica. Debemos ter en conta que todas as unidades se alimentaron coa mesma auga influente e con caudais similares, pero que a superficie das unidades FH era de 12 m² e a superficie das unidades FV de só 3 m². Así, tanto as velocidades de carga hidráulica como as de carga orgánica foron 4,0 veces maiores en FV que en FH, nas campañas I-V, e 3,7 veces superiores nas campañas VI-VII. Os datos para as unidades FH presentáronse e discutíronse no Capítulo 4.

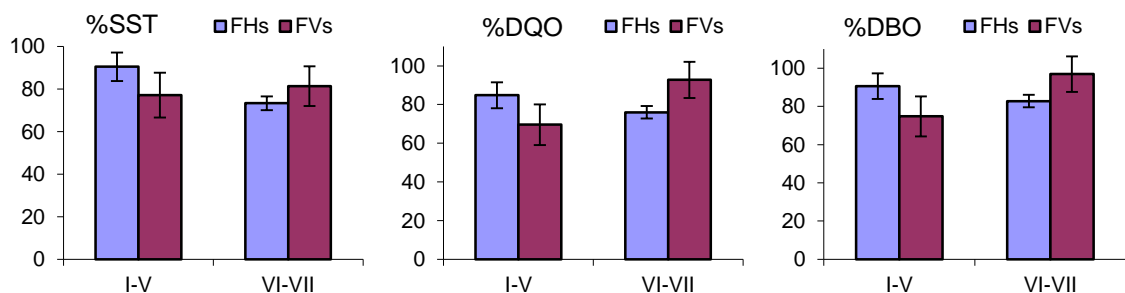


Figura 5.20. Capacidade de eliminación en función da dirección do fluxo e carga orgánica.

A Figura 5.20 mostra que nas campañas I-V son os humidais de fluxo horizontal os que permiten acadar mellores eficacias de eliminación, mentres que nas campañas VI-VII son os humidais de fluxo vertical os que acadan maiores rendementos de

Eficiencia en HC de fluxo vertical

eliminación para tódalas variables estudadas. Este comportamento está relacionado coa adición de 10 cm de area fina (0-3 mm de diámetro de partícula) na parte superior dos humidais de fluxo vertical, ao incrementarse o tempo de retención hidráulica nos mesmos.

5.5. Conclusións.

Neste estudo comparouse a operación e eficacia de depuración de dúas unidades de humidais construídos de fluxo vertical con recheos similares pero con diferente tamaño de partícula, FV1 (1-3 mm) e FV2 (3-6 mm). Nunha primeira etapa de funcionamento (campañas I-V, até o día 623 de operación) as dúas unidades operaron cunha VCH de $103,2 \pm 1,9$ mm/d e unha VCOS de $6,7 \pm 0,3$ mgSST/m²·d, $19,9 \pm 0,6$ gDQO/m²·d e $9,9 \pm 0,3$ gDBO₅/m²·d. Nunha segunda parte do estudo (campañas VI e VII, 624 a 876 días de operación), modificouse o medio filtrante engadindo unha capa de 10 cm de espesor de area entrefina (0-3 mm) encima dos leitos dos dous humidais, e incrementouse a concentración influente mediante a adición de vinagre ao influente. Nestas condicións, os humidais operaron cunha VCH de $83,9 \pm 3,4$ mm/d e e unha VCOS de $3,2 \pm 0,1$ mgSST/m²·d, $27,0 \pm 1,4$ gDQO/m²·d e $17,5 \pm 0,9$ gDBO₅/m²·d. As características medias do influente aos humidais (idénticas para as 2 unidades) durante as campañas I-V foron as seguintes: pH ($7,3 \pm 0,2$), SST (67 ± 26 mg/L), DQO (198 ± 68 mg/L), DBO₅ (98 ± 37 mg/L), T ($16,4 \pm 2,5$ °C), e durante as campañas VI e VII: pH ($5,6 \pm 0,1$), SST (37 ± 11 mg/L), DQO (321 ± 32 mg/L), DBO₅ (208 ± 20 mg/L), T ($16,7 \pm 2,4$ °C).

O contido en ST foi maior en FV2 ($p=0,076$), mentres o contido en SV foi maior en FV1 ($p=0,014$). Por outra banda, para FV1 as concentracións de SST e SSV foron significativamente maiores na zona superior que na zona inferior ($p<0,05$), mentres que para FV2 as diferenzas non resultaron significativas ($p>0,22$). As densidades medias de sólidos volátiles acumulados resultaron de $0,20$ kgSV/m² para FV1 e $0,11$ kgSV/m² para FV2. O maior contido en SV no humidal FV1 pode considerarse indicativo dun maior desenvolvemento do “biofilm”, o que estaría de acordo coa maior eficiencia deste humidal fronte a FV2.

En canto ás características dos sólidos acumulados, os valores de DQO/SSV e de DBO₅/SSV resultaron mais elevados na unidade FV2 en comparación con FV1 ($p<0,05$), e en ambos casos foron superiores nas mostras de superficie ($p<0,05$). Os valores medios de DBO₅/SSV resultaron de $0,05$ (FV1) e $0,15$ (FV2) gDBO₅/gSSV na

Eficiencia en HC de fluxo vertical

capa superior (0-10 cm), e na seguinte capa (10-30 cm) foron de 0,006 (FV1) e 0,07 (FV2) gDBO₅/gSSV. Este acusado gradiente vertical de materia orgánica biodegradábel é indicativo de que a maior parte da eliminación do substrato nos sistemas FV ten lugar preto da superficie.

Experimentos de laboratorio permitiron determinar que a grava FV1 retén unha maior cantidade de auga que a grava FV2, o que se pode deber á súa maior superficie específica derivada dun menor tamaño de partícula. Unha vez humedecido o medio, os perfís de fluxo para as gravas FV1 e FV2 en laboratorio resultaron moi similares, coa diferenza de que FV2 presenta unha menor desviación do fluxo en pistón que FV1. Así mesmo, a adición dunha capa de area entrefina na parte superior permitiu incrementar o tempo de permanencia da auga tanto no medio granular FV1 como FV2, que pasaron de menos de 10' a máis de 60', non ensaios de laboratorio. No caso de engadir area de depuradora, caracterizada por un tamaño de partícula moi uniforme, tamén se incrementa o tempo de retención, mais de forma menos acusada. Por esta razón, e tendo en conta o menor prezo da area entrefina, optouse por esta para incrementar a o tempo de retención nas unidades FV1 e FV2 durante a segunda parte do estudo.

O comportamento hidráulico das unidades FV1 e FV2 foi moi similar. A alimentación a pulsos dos humidais realizouse mediante un sifón autocebante que ofreceu un volume de descarga de 65-70 L, e un tempo de descarga de 10-15 minutos a unha velocidade de 4-7 L/min. O perfil de fluxo a través dos humidais caracterizouse polo tempo medio de retención e o caudal máximo efluente. Os valores medios acadados para estes parámetros antes e despois da adición da capa de area en superficie son claramente diferentes (a un nivel de probabilidade p de 0,1), pasando o tempo medio de retención dos 17,7±7,0 aos 30,4±0,8 minutos en FV1 e dos 23,5±5,8 aos 35,0±3,9 minutos en FV2. Á súa vez, o caudal máximo reduciuse desde os 4,2±1,6 aos 1,7±0,1 L/min en FV1 e de 2,7±0,6 aos 1,5±0,2 L/min en FV2. Alén diso, comprobouse que ao longo da primeira parte do estudo (campañas I a V), non se observou relación entre estes parámetros e o tempo de operación ($R^2 < 0,1$). Concluimos, por tanto, que a adición dunha capa de 10 cm de area entrefina en superficie resultou eficaz para incrementar a capacidade de retención hidráulica das dúas unidades.

Os valores de VCH son os típicos para o tratamento secundario de efluentes urbanos en humidais de fluxo vertical, mentres as velocidades de carga orgánica superficial foron reducidas durante a primeira parte do estudo, o que foi consecuencia da forte dilución das augas residuais recibidas na planta. Nestas condicións de baixa

Eficiencia en HC de fluxo vertical

carga (campañas I-V) alcanzáronse porcentaxes de eliminación medias de SST, DQO e DBO₅ do 80%, 72% e 79% para FV1 e do 74%, 67% e 71% para FV2, respectivamente. Estas diferenzas a favor de FV1 resultaron estatisticamente significativas para a eliminación de SST pero non así para DQO e DBO₅. As concentracións no efluente foron sempre inferiores aos límites de vertedura no caso dos SST e da DQO, pero non así no caso da DBO₅, que atinxiu valores medios de 22 mg/L (FV1) e 28 mg/L (FV2).

Na segunda parte do estudo incrementáronse os valores de VCO até aproximadamente os valores típicos de deseño de humidais de fluxo vertical (20 g DBO₅/m²·d), a maiores de modificar a estrutura do leito, como se indicou arriba. Nas novas condicións de operación (campañas VI-VII) alcanzáronse porcentaxes de eliminación medias de SST, DQO e DBO₅ do 81%, 92% e 97% para FV1 e do 82%, 94% e 97% para FV2, respectivamente. Estas eficiencias resultan moi superiores ás acadadas na primeira etapa, son estatisticamente diferentes, e responden a concentracións efluentes (5 e 7 mg DBO₅/L para FV1 e FV2, respectivamente) moi inferiores ao límite de vertedura.

O contido en osíxeno disolto no efluente dos humidais durante as campañas I-V variou no rango de 0,1 a 5,3 mg/L, cunha media de 3,5 mg/L tanto en FV1 e FV2, incrementándose ao rango de 5-7,3 mg/L para as campañas VI-VII, con medias de 5,7 e 6,9 mg/L en FV1 e FV2, respectivamente. O Potencial redox do efluente incrementouse lixeiramente desde as campañas I-V (medias de -60 mV e -36 mV para FV1 e FV, respectivamente) até as campañas VI e VII (medias de -59 mV e -7 mV para FV1 e FV, respectivamente). Á súa vez, o pH efluente variou entre 6,9 e 7,7 durante a operación a baixas cargas, e foi inferior durante a operación a alta carga (rango 6,4-6,9), con medias moi similares para as dúas unidades.

Como conclusións xerais, atopamos que a configuración do leito é de grande importancia, determinando a eficiencia de depuración dos humidais de fluxo vertical. A configuración cunha capa de 10 cm de area entrefina na parte superior permite obter moi elevadas porcentaxes de eliminación de SST, DQO e DBO₅ a velocidades de carga orgánica de deseño (17-18 gDBO₅/m²·d). Un maior tempo de permanencia da auga residual ao seu paso polo medio filtrante resulta clave para acadar unha elevada eficiencia e calidade do efluente.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Álvarez, J. A. e Soto, M. (2005). Tratamento anaerobio de augas residuais. aplicación a efluentes urbanos. ADEGA-Cadernos, 12, 24-33.
- [2] Álvarez, J. A., Ruíz, I., Gómez, M., Presas, J. e Soto, M. (2006). “Start-up Alternatives and Performance of an UASB Pilot Plant treating Diluted Municipal Wastewater at Low Temperature.” *Biores. Technol.*, 97: 1640-1649.
- [3] Van Haandel, A. C. e Lettinga, G. (1994) Tratamento anaeróbico de esgotos: Um Manual Para Regiões de Clima Quente, EpGraf, Campina Grande-PB.
- [4] Chernicharo, C.A. de L. (1997). Reactores Anaeróbios. UFMG. Belo Horizonte. MG. 246p.
- [5] Sousa, J. T. de, Van Haandel, A. C. e Guimarães, A.V.A. (2001). Post-treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems. *Wat. Science Technol.*, 44 (4), 213–219.
- [6] Sousa, J. T. de e Foresti, E. (2001). Avaliação de reator seqüencial em batelada (SBR) no pós-tratamento de efluente de reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 6 (1/2), 9–16.
- [7] Foresti, E., Zaiat M. e Vallero M. (2006). Anaerobic processes as the core-technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 3-19.
- [8] Álvarez, J. A., Armstrong, E., Gómez, M. e Soto M. (2008a). Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. *Bioresource Technology*, 99 (15), 7051-7062.
- [9] Álvarez, J. A., Ruíz, I. e Soto, M. (2008b). Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 33, 54-67.
- [10] Barros, P., Ruíz, I. e Soto, M. (2008). Performance of an anaerobic digester-wetland system for a small community. *Ecol. Eng.*, 33, 142-149.
- [11] Zhang C. H., Ke S. S., Wang J., Ge Y., Chang S. X., Zhu S. X. e Chang J., (2011). Responses of microbial activity and community metabolic profiles to plant functional group diversity in a full-scale constructed wetland. *Geoderma*, 160, 503-508.
- [12] Winter, K. J. e Goetz, D. (2003). The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Wat. Science Technol.*, 48, 9–14.

Eficiencia en HC de fluxo vertical

- [13] Kayser K. e Kunst S., (2005). Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Science & Technology*, 51, 177-184.
- [14] Scholz, M. (2006) *Wetland Systems to Control Urban Runoff*. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- [15] Drizo, A., Frost, C. A., Grace, J. e Smith, K. A. (1999) Physico- Chemical Screening of Phosphate-Removal Substrates for Use in Constructed Wetland Systems. *Water Res.*, 33 (17), 3595–3602.
- [16] Kadlec, R. H. e Knight, R. L. (1996). “Treatment wetlands”. Boca Raton, FL: Lewis Publ. USA
- [17] Tang X.G., Huang S. L. e Scholz M., (2009). Comparison of phosphorus removal between vertical subsurface flow constructed wetlands with different substrates. *Water and Environment Journal*, 23, 180-188.
- [18] Langergraber G., Leroch K., Pressl A., Sleytr K., Rohrhofer R. e Haberl R., (2009). High-rate nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. *Desalination*, 246, 55-68.

Capítulo 6

Eliminación de nutrientes, patógenos e HTP en HC

6- ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES, PATÓGENOS E HIDROCARBUROS TOTAIS DE PETRÓLEO EN HUMEDAIS CONSTRUIDOS.

6.1- Resumo.

No presente traballo preséntanse os resultados dun estudo de eliminación de contaminantes específicos en humidais construídos (HC) de fluxo horizontal e vertical. O influente ao HC someteuse a un pretratamento nun dixestor anaerobio. As características da instalación piloto e as condicións de operación foron descritas nos capítulos previos. Realizáronse dúas primeiras campañas a 1,1 e 1,6 anos de operación nas que se estudou a eliminación de amoníaco, nitróxeno total, fosfatos, fósforo total e microorganismos patógenos. Na primeira delas tamén se estudou a eliminación de hidrocarburos totais de petróleo (HTP). Estas dúas campañas corresponderon coa operación dos humidais a baixa carga orgánica superficial ($2,4 \pm 0,8$ gDBO₅/m²·d en FH e $9,1 \pm 3,6$ gDBO₅/m²·d en FV), e coa configuración inicial das unidades FV. Posteriormente estudouse a eliminación de amoníaco e nitróxeno total noutras dúas campañas, a 2,1 e 2,4 anos de operación, coincidindo cunha maior carga orgánica superficial ($4,7 \pm 0,4$ gDBO₅/m²·d en FH e $17,5 \pm 3,3$ gDBO₅/m²·d en FV) e coa configuración final das unidades FV (modificada a partir da inicial por adición dunha capa de 10 cm de espesor de area entrefina encima dos leitos de grava).

A concentración media de nitróxeno total no influente aos humidais foi de 48 ± 22 mg NTK/L, mostrándose completamente amonificado. As unidades FH mostraron valores de eliminación de amoníaco (36%) e NTK (38%) similares entre si, á baixa carga, e medias significativamente inferiores (21% NH₃ e 26% NTK) á alta carga. Para as unidades FV, a eficiencia foi lixeiramente superior (48% NH₃ e 49% NTK) na configuración inicial e significativamente máis elevada (83% NH₃ e 72% NTK) na configuración final. Non se atoparon diferenzas significativas na eliminación de nitróxeno en función da especie vexetal, e a presenza de nitróxeno nítrico só se observou no efluente das unidades FV, a concentracións inferiores a 15 mg N/L. Atopáronse eliminacións de *o*-PO₄³⁻ do 30% (FH) e do 50% (FV), e de PT do 30% (FH e FV) ou inferiores.

Nos humidais FH a eliminación de coliformes totais, coliformes fecais e enterococos fecais variou no rango de 1,5 a 3 UL, mentres nos humidais FV variaron no rango de 0,7 a 1,2 UL. A eliminación de *Clostridium perfringes* resultou inferior (rango de 0,8 a 1,6 UL, sen diferenzas para FH e FV). As diferenzas en función do tipo de

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

planta foron reducidas e puntuais, algo inferiores para as unidades plantadas con lirios e tifas, mentres non se atoparon diferenzas entre presenza/ausencia de planta.

As porcentaxes de eliminación de HTP foron elevadas para as unidades FH plantadas (95-96%) e para FV1 con menor tamaño de partícula (92%), e inferiores para a unidade FH sen plantas (85%) e para a unidade FV2 con maior tamaño de partícula (80%). Observouse unha importante acumulación de HTP nos sólidos intersticiais do material filtrante.

6.2- Introducción.

Non só a eliminación de carga orgánica (DQO e DBO) en humidais construídos (HC) é importante, xa que as augas residuais contan cunha cantidade considerable doutros compostos como nutrientes (derivados nitroxenados e fosforados), microorganismos patóxenos e contaminantes diversos tales como metais pesados, hidrocarburos, etc. A eliminación de nutrientes foi estudada fundamentalmente en humidais construídos de fluxo vertical e non tanto en humidais construídos de fluxo horizontal, polo que resulta interesante contrastar as diferenzas entre ámbolos dous tipos de humidais con respecto á eliminación dos parámetros anteriormente citados.

Os Hidrocarburos Totais de petróleo, poden aparecer en augas residuais urbanas por verteduras accidentais, o que fai que o estudo da eliminación destes compostos mediante sistemas combinados de dixestión anaerobia e humidais construídos resulte de elevado interese máis aínda cando non son moitas a investigacións científicas existentes neste ámbito.

6.2.1- Eliminación de nutrientes.

A eliminación de nutrientes (fundamentalmente nitróxeno), ten sido estudada, sobre todo, en humidais de fluxo vertical. Se ben, tamén existen estudos relativos á eliminación de nutrientes en humidais de fluxo horizontal.

En canto ó nitróxeno, este atópase fundamentalmente nas augas residuais en forma de amonio e nitróxeno orgánico mentres que as concentracións de nitratos e nitritos non son significativas. Nos humidais construídos para a depuración de augas residuais, a principal vía de eliminación de nitróxeno é de tipo microbiano asociado ós procesos de nitrificación/desnitrificación. A nitrificación é realizada polas bacterias autótrofas aeróbicas que, aproveitando o poder reductor do amonio, convérteno a nitrato. Esta degradación ten lugar fundamentalmente en humidais verticais con importantes

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

rendementos, mentres non ocorre así nos humidais horizontais, que presentan poucas zonas aeróbicas e posúen rendementos de degradación por nitrificación arredor do 30%. A continuación mediante o proceso de desnitrificación o nitrato é convertido en nitróxeno gas, en condicións de anoxia, en presenza de materia orgánica e polas bacterias heterotróficas. Polo tanto, a eliminación de nitrato en humidais verticais é moi complicada (en xeral moi reducida) polo que se soen combinar estes cos humidais horizontais que posúen maior cantidade de zonas anóxicas. Por outra banda, o amonio entrante pode ser retido por adsorción, con todo, este é un proceso reversible de xeito que cando as condicións do medio cambian pode retornar á auga residual. As plantas tamén poden eliminar nitróxeno mediante a asimilación de amonio ou nitrato e incorporación á biomasa polo que en períodos de senescencia se a biomasa morta non é retirada, o nitróxeno pode volver ás augas residuais. De forma xeral, as plantas lograrían acadar unha eliminación de nitróxeno entre un 10 e un 20%.

A eliminación de nitróxeno foi estudada en humidais de fluxo vertical con leitos de distintos tamaños de grava e distintas especies vexetais, aumentando a mesma coa presenza de humidais verticais conectados en serie con respecto ós mesmos humidais aillados e coa biomasa microbiana, acadándose pois eliminacións da orde do 53% [1].

Nos humidais de fluxo vertical a depuración das augas residuais é fundamentalmente de tipo aeróbico. E son precisamente estas condicións de aerobiose as que permiten levar a cabo no medio do humidal os procesos de nitrificación para eliminar amonio por conversión noutros derivados de nitróxeno como nitritos e nitratos. Estes procesos vense notablemente influenciados pola colmataxe do medio, [2, 3] aínda que tamén a carga orgánica, a temperatura e o comportamento hidráulico afectan a tales procesos de depuración. Se ben é certo que a medida da capacidade de nitrificación dun humidal de fluxo vertical é un importante indicador do grado de colmataxe do mesmo, aínda non existen modelos matemáticos que relacionen o deseño do humidal e o control dos procesos de nitrificación.

En canto ó fósforo, os procedementos de eliminación diferéncianse dos do nitróxeno, de forma xeral o fósforo pode ser asimilado polas plantas ou microorganismos ou ben ser adsorbido no medio granular. Este último proceso está suxeito ó esgotamento da capacidade de absorción e incluso a posible desorción do fósforo co paso do tempo. Deste xeito non se logran acadar rendementos de eliminación superiores ó 20%, agás casos especiais. Neste sentido a mellor forma de eliminación de

fósforo consiste en levar a cabo procesos de precipitación ligados á adición de reactivos como as sales de aluminio, que poden traer problemas de contaminación asociados [4].

A eliminación de fósforo depende do substrato, da calidade do influente e do tempo de retención hidráulico. O fósforo en humidais verticais é eliminado por distintas vías, entre as que cabe destacar a asimilación polas plantas, a inmovilización pola biomasa microbiana, mecanismos de adsorción e retención no medio, precipitación, etc.. Pero aínda que o substrato é o término máis importante, as principais rutas de eliminación son a adsorción e a retención [5]. Porén, diversos estudos demostraron que parámetros como o pH, a condutividade eléctrica, a condutividade hidráulica e a porosidade non teñen influencia na eliminación de fósforo [6]. Ó mesmo tempo tamén diversos estudos estableceron relacións de modelado entre a eliminación de fósforo e o tempo de retención hidráulico [7] e entre o tamaño da grava e a eliminación de fósforo sen ser esta última lineal, pero si inversamente proporcional [8].

Aínda que os resultados da comparación entre humidais con planta e humidais sen plantar non son unánimes, a maioría dos estudos realizados obteñen eficacias maiores nos sistemas con planta, tendo a vexetación un efecto importante na eliminación de diversos nutrientes como nitróxeno e fósforo (determinados como amonio, nitróxeno total Kjendahl e fósforo total) [9]. Os efectos positivos das plantas poden vir asociados pola creación dun ambiente aeróbico no entorno da rizosfera que facilita os procesos de degradación aeróbica e dos que carecen, polo tanto, os sistemas sen planta onde a degradación é máis anaeróbica. Xa que a aerobiose está tamén presente, aínda que en menor medida, a través dos outros dous mecanismos estudados de transferencia de osíxeno en humidais: a difusión a través da atmosfera e máis a transferencia de osíxeno a través da interfase auga-biofilm [10]. Esta aerobiose no contorno das raíces facilita a degradación de nutrientes. Na eliminación de patóxenos existe unha controversia, xa que determinados estudos aseguran que a planta ten un papel fundamental nestes procesos e outros contradín ditas conclusións.

Foron realizados varios estudos acerca da influencia do tipo de especie vexetal ou macrófita na eficacia de depuración. A meirande parte destas investigacións estudaron o efecto da macrófita na eliminación de nitróxeno e fósforo como nutrientes e en sistemas de fluxo horizontal subsuperficial. Así pois na eliminación de NH_4^+ e NTK en sistemas de alta carga, tratando o efluente dun matadoiro, *Phragmites australis* amosou unha eficacia similar a *Scirpus validus* e ámbalas dúas superiores a *Typha latifolia*, mentres que na eliminación de P-PO_4^{3-} foi *Scirpus validus* a especie máis

efectiva [11]. Conclusións similares foron obtidas noutros estudos para a eliminación de amonio [12]. Con todo, estudos posteriores demostraron que a especie *Sagittaria latifolia* amosou maior capacidade de eliminación que *Typha latifolia*, esta máis que *Scirpus pungens* e esta máis que *Phragmites australis* para NTK [13], contradicindo investigacións anteriores nas que *Phragmites australis* amosaba maiores rendementos na capacidade de eliminación que *Typha latifolia*. A revisión das investigacións realizadas ata esta data conclúen que existen diferenzas cuantificables na eliminación de nutrientes en sistemas de baixa carga [14]. As conclusións obtidas dunha investigación para o tratamento de auga residual mediante humidais de fluxo subsuperficial horizontais e verticais plantados con diferentes especies establecen que os humidais plantados con *Phragmites australis* proporcionan mellores rendementos na eliminación de nutrientes [15]. Recentemente, foron publicados diversos estudos que amosan a especie ou especies macrófitas máis idóneas para o tratamento de augas residuais fundamentalmente de baixa carga e a súa eficacia na eliminación de nutrientes [16-19]. Como conclusións pódese indicar que: 1) na eliminación de nutrientes a presenza de plantas xoga un papel importante e 2) poden establecerse diferenzas significativas en función do tipo de planta para a eliminación de nutrientes aínda que factores como as condicións climatolóxicas, a aireación e dirección do fluxo, a carga do influente de entrada, o nivel de poboación das macrófitas e o tempo de contacto son factores que desenrolan un papel moi importante sobre as eficacias de eliminación.

6.2.2- Eliminación de microorganismos patóxenos.

En canto á capacidade de eliminación dos microorganismos fecais en humidais construídos sóese estudar por exemplo a eliminación de coliformes fecais acadándose unha eliminación de entre un 90 e un 100% tanto en humidais de fluxo horizontal como de vertical. Hai estudos que demostran que a menor diámetro de partícula do medio granular maior é a eficacia de eliminación [20], porén, a eliminación de microorganismos é un proceso de gran complexidade que depende de diversos factores como a filtración, a adsorción e a depredación, entre outros. Así, cando existe unha contaminación microbiana excesiva e se busca un tratamento avanzado, pode ser necesario o uso dun sistema de desinfección posterior.

En canto ao papel da planta na eliminación de patóxenos existe unha controversia, xa que determinados estudos aseguran que a planta ten un papel fundamental nestes procesos e outros contradín ditas conclusións.

6.2.3- Eliminación de Hidrocarburos Totais de Petróleo.

Pese a que o tratamento de augas residuais contaminadas con Hidrocarburos Totais de Petróleo (HTP) mediante sistemas de humidais construídos non é unha práctica consolidada, tales sistemas posúen a capacidade de eliminación destas sustancias. Os mecanismos de degradación destes compostos están ligados coa porosidade do leito e a presenza de raíces que evitan a anoxia nas augas tratadas [21] así como a difusión de osíxeno no leito que foi amplamente estudada [22].

Foron varias as macrófitas empregadas nos distintos humidais para o tratamento de augas residuais contaminadas con HTP, así: *Phragmites spp.* (Lankatos et al. 2000 in [21]), *Phragmites australis* (Simi et al. 2000 in [21], [23]), *Typha spp.* (Revitt e Omari et al. 2000 in [21]) e *Scirpus californicus* (Campagna e Marques et al. 2000 in [21]). Con todo, todos os estudos atopados nesta línea en canto á depuración de HTP empregan HC de fluxo vertical pero non horizontal [23, 24], e do mesmo xeito, centralizan tamén os seus estudos na capacidade depurativa dos humidais en canto ó benceno que é un Hidrocarburo pero de maior volatilidade que os recollidos no grupo dos HTP. Algún estudio a escala de laboratorio simulando un sistema de humidais construídos de fluxo vertical foi realizado [25], pero de forma xeral nesta línea de investigación non son moitos os datos recadados, sendo importante pois, a realización destes estudos se se ten en conta que os HTP son lixeiramente solubles, neurotóxicos e causan cáncer [26]. Existen algúns estudos que avalían a capacidade de eliminación dos humidais fundamentalmente en canto a compostos químicos como o benceno e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) pero non HTP, presentando eliminacións achegadas ó 95% de eficacia [23-25], aínda que como se expuña anteriormente son sistemas constituídos por humidais de fluxo vertical e son poucos os estudos realizados en humidais de fluxo horizontal, de aí a importancia do estudo que aquí se expón.

Na degradación destes compostos en sistemas de humidais construídos inflúe activamente a poboación bacteriana atopada na rizosfera que leva a cabo as rutas de biodegradación, fundamentalmente aeróbicas, dos HTP [26, 27]. As bacterias de maior relevancia nestes procesos de degradación son as da especie *Pseudomonas*. Pero debido á relativa escaseza de estudos en HC de fluxo horizontal son poucos os coñecementos existentes en canto á posible biodegradación bacteriana en condicións de maior anaerobiose. Existen tamén estudos relativos á eliminación de HAPs en HC e a implicación de distintos fungos para a eliminación dos mesmos, fundamentalmente fluoranteno e antraceno con eficacias de eliminación mínimas do 70% [28]. No entanto,

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

moitos estudos demostran que a degradación microbiana destes compostos está fortemente influenciada por factores fisicoquímicos tales como a temperatura, osíxeno, nutrientes, salinidade, presión, pH, etc., a carga contaminante e diversos factores biolóxicos [29].

Os HTP poden afectar ó crecemento das plantas e á eliminación do resto de contaminantes orgánicos mediante os sistemas de humidais construídos. Mentres que existe unha cantidade importante de información con respecto á eliminación de contaminantes orgánicos mediante humidais construídos, a información sobre a influencia dos citados contaminantes sobre as plantas dos humidais é relativamente pobre [30, 31]. Doses relativamente baixas de HTP poden estimular o crecemento das plantas pero doses elevadas poden inhibir dito crecemento, así estudos recentes establecen que os efectos dun tipo de Hidrocarburos: HAPs sobre as macrófitas empregadas nos sistemas de HC dependerán das concentracións dos contaminantes, do tipo da planta e do tempo de permanencia [32], aínda que tamén son escasos os estudos realizados neste ámbito.

6.2.4- Obxectivos.

O obxectivo fundamental deste estudio consiste en avaliar a capacidade depurativa dos humidais en canto á eficacia na eliminación de hidrocarburos totais de petróleo no dixestor anaerobio (UASB) e nos humidais construídos, así como a eficacia de eliminación obtida en función da macrófita empregada e da dirección do fluxo nos humidais (horizontal e vertical), determinar as diferenzas na depuración en función do tamaño da partícula que constitúe o leito, e a distribución dos citados compostos no humidal. Por outra banda, tamén constitúe un obxectivo fundamental o estudo da capacidade de eliminación dos sistemas combinados de dixestión anaerobia- humidais construídos con respecto ós nutrientes e microorganismos fecais podendo establecer se existen diferenzas significativas nesta eliminación en función da dirección do fluxo en humidais construídos, da presenza ou ausencia de macrófitas, do tamaño da grava empregado como leito, etc.,.

6.3- Materiais e métodos.

6.3.1- Instalación experimental.

A planta piloto conta cun dixestor anaerobio de leito de lodos de fluxo ascendente (UASB das súas siglas en inglés “Upflow Anaerobic Sludge Blank”), cinco unidades de humidais construídos de fluxo horizontal subsuperficial (HC FHSS) e dúas unidades de humidais construídos de fluxo vertical (HC FV) en paralelo, trátase entón dun sistema combinado de dixestión anaerobia (DA) e humidais construídos (HC). A descrición completa da mesma (dimensións e especies vexetais empregadas) atópase descrita no Capítulo 2 do presente traballo.

6.3.2- Operación.

Os parámetros de operación atópanse descritos nos Capítulos 4 e 5 do presente traballo, nos que se describe a realización de sete campañas de seguimento no referido a parámetros xerais de operación e eficiencia como tratamento secundario. Nas cinco primeiras campañas o método de operación consiste no tratamento das augas residuais de entrada sen alteración, de xeito que como se trata de augas cunha importante dilución se asocian estas campañas a sistemas de baixa carga. No entanto, durante as dúas últimas campañas as augas residuais de entrada foron suplementadas con vinagre, para incrementar o contido orgánico das mesmas, de xeito que se asocian estas campañas a sistemas de alta carga. Nas dúas últimas campañas tamén se procedeu á adición adición de 10 cm de area lavada previamente cun diámetro de 0-3mm nos humidais de fluxo vertical con obxecto de mellorar a capacidade de retención e avaliar entón as diferenzas atopadas con respecto a esta variable.

6.3.3- Toma de mostras e análises.

Para efectuar a toma de mostras e a súa caracterización posterior defínense distintos puntos de mostraxe que se atopan detallados tamén nos Capítulos 4 e 5 do presente traballo. Os métodos de análise empregados son descritos en detalle no Capítulo 2 do presente traballo. Os parámetros analíticos determinados móstranse na Táboa 6.1. O réxime de funcionamento nas distintas campañas realizadas no tocante á determinación de nutrientes e microorganismos fecais é exposto nas Táboas 4.1 e 5.1 dos correspondentes Capítulos deste traballo.

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

Táboa 6.1. Parámetros analizados en cada campaña no influente e efluente das 7 unidades da planta piloto.

Campaña	Período de operación (d)	Duración	Parámetros analizados
IV (out/nov 2010)	371-406	5 semanas	N-NH ₃ , NTK, N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻ . o-PO ₄ ³⁻ , PT, Patóxenos, HTP
V (maio/xuño 2011)	580-601	4 semanas	N-NH ₃ , NTK, N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻ . o-PO ₄ ³⁻ , PT, Patóxenos
VI (nov/dec 2011)	748-669	4 semanas	N-NH ₃ , NTK, N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻ .
VII (feb/mar 2012)	848-876	5 semanas	N-NH ₃ , NTK

No punto M1 (auga bruta) obtivéronse mostras integradas resultantes da recollida de mostra de cada hora e media durante o tempo de funcionamento da bomba, mediante o uso dun tomamostras automático (ISCO 3700). Da mesma forma e co mesmo réxime de integración, obtivéronse mostras integradas no punto M2 (efluente UASB e influente aos humidais) mediante o emprego dunha bomba peristáltica temporizada conectada ao tubo de entrada á bomba de alimentación aos humidais. As mostras para o efluente dos humidais foron mostras que integraron todo o volume nun período de 24 horas. En xeral, a toma de mostras realizouse desde as 12 horas do mércores ás 12 horas do xoves de cada semana de mostraxe.

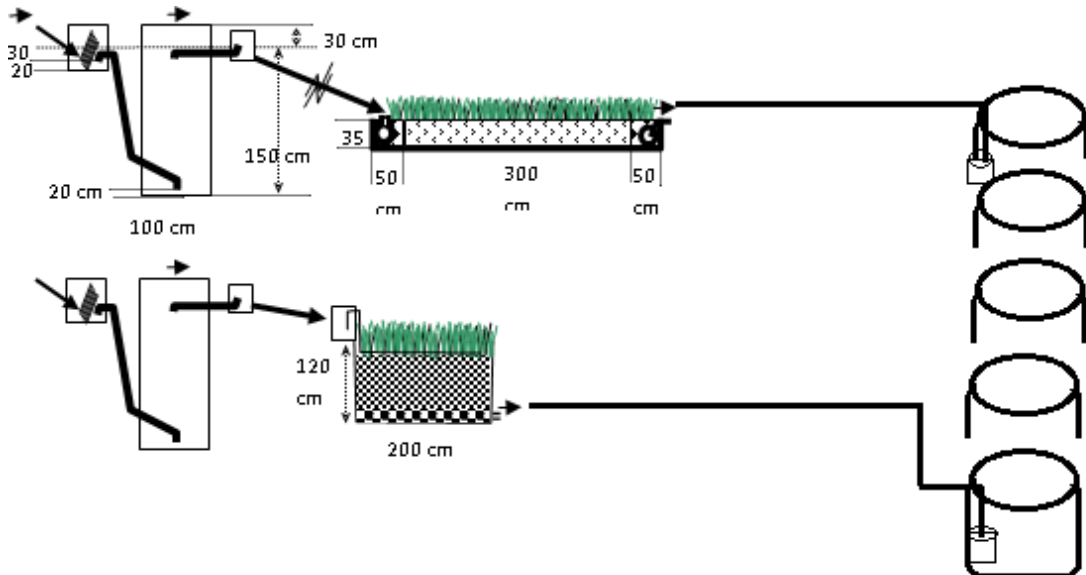


Figura 6.1. Esquema da planta piloto identificativo dos puntos de mostraxe e do sistema de recollida de augas de efluentes integradas en tanques tanto en humidais de fluxo horizontal (FH) como de fluxo vertical (FV) en paralelo.

Eliminación de nutrientes, patógenos e HTP en HC

A toma de mostrax e o tratamento das mesmas para a determinación de HTP seguen un procedemento análogo nalgúns puntos ó resto do mostraxe pero completamente distinto noutros puntos xa que no caso de determinacións de HTP é importante o estudio das cantidades dos mesmos retidas por adsorción sobre a grava. As mostraxes realizadas descríbense a continuación.

6.3.3.1- Toma de mostrax de augas do influente e efluentes para determinación de HTP.

Son tomadas mostrax de auga de entrada no UASB, saída do UASB e polo tanto, entrada nos HC, e saída dos HC durante cinco semanas. As mostrax tomadas son resultantes dun período de integración de 24 horas mediante sistema de mostraxe automático para mostrax de influente e mediante integración en tanques para mostrax de efluentes. As mostrax de auga das dúas primeiras semanas de mostraxe son integradas de igual forma que as das dúas últimas semanas de mostraxe, quedando as da terceira semana sen integrar e quedando, polo tanto, un total de tres mostrax por punto de mostraxe. Esta toma de mostrax é realizada tan só para a cuarta das campañas citadas.

6.3.3.2- Toma de mostrax de lodos para determinación de HTP.

A toma de mostrax realízase en dous puntos da zona de entrada e dous puntos da zona de saída en cada un dos humidais horizontais seguindo o esquema que se indica na Figura 6.2.

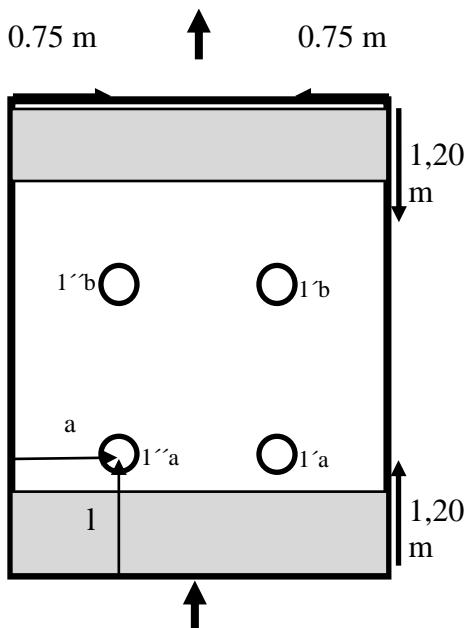


Figura 6.2. Puntos de mostraxe de HTP en lodos para os humidais construídos de fluxo horizontal.

Eliminación de nutrientes, patógenos e HTP en HC

En cada un dos puntos de mostraxe introdúcese un cilindro metálico de 12,7 cm de diámetro interno verticalmente ata alcanzar a base do humidal. A continuación retírase toda a grava confinada no interior do cilindro, incluíndo por tanto, os sólidos directamente adheridos á grava. Seguidamente mesturase ben o líquido ou lodo contido no cilindro e mentres se mantén en axitación (mestura completa) obtense una mostra de 1 L do mesmo, que inclúe os sólidos intersticiais non adheridos. Considerando que a altura do líquido no interior do cilindro é polo xeral de 28 cm, o volume total resulta de 3,55 L, de tal forma que a mostra de 1 L corresponde co 28,2% dos sólidos intersticiais totais. En cada punto de mostraxe determinase a altura real de líquido no interior do cilindro, e de ser o caso corríxese o valor de porcentaxe de mostra antes indicado.

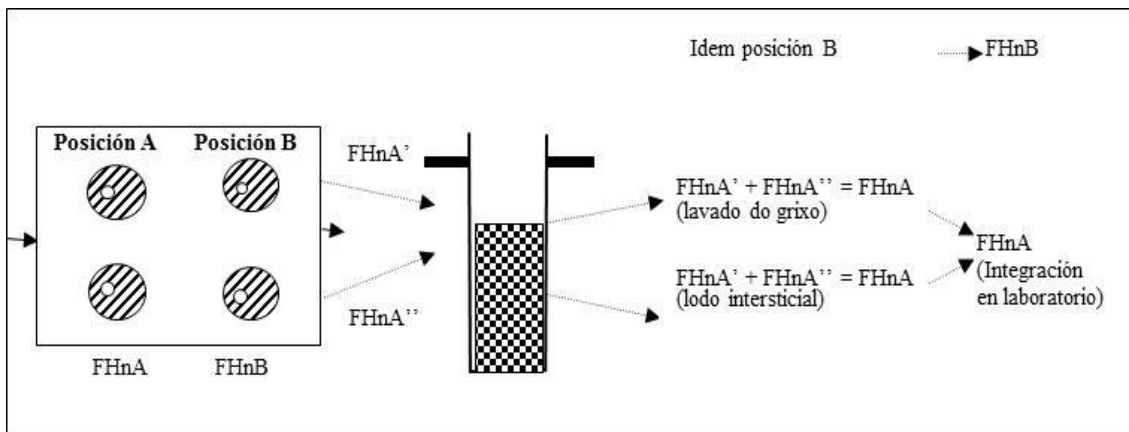


Figura 6.3. Metodoloxía de mostraxe: grava/lodo intersticial en HC de fluxo horizontal.

As mostras tomadas de lodo intersticial (1L por punto) son integradas directamente para os dous puntos da zona de entrada e de igual xeito para os dous puntos da zona de saída de cada humidal. Por outra banda, cada unha das mostras de grava cos sólidos adheridos son sometidas a un proceso previo de cuarteo, obtendo de cada unha delas un cuartil, que se xuntan nunha única mostra. Esta mostra sométese a un proceso de lavado da grava para a recuperación dos sólidos adheridos, empregando para isto auga procedente do efluente do humidal respectivo.

Finalmente, intégrase todo o volume de lodo contendo os sólidos adheridos do lavado da grava, coa correspondente porcentaxe de lodo intersticial como se indica na Figura 6.3, que polo xeral é do 88,75% do volume total (dato obtido a partir das respectivas porcentaxes de cada unha das mostras en relación co total: $25,0/28,2 \cdot 100$). Desta forma, obtense para as análises unha única mostra integrada representativa de cada unha das zonas de entrada e saída dos humidais.

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

No punto correspondente ó punto intermedio da entrada de FH1 tómake unha mostra de grava que se reparte de xeito equitativo, de forma que a metade da grava é lavada con auga do efluente e a outra metade non é lavada, deste maneira poderemos coñecer entón a eficacia no lavado con auga do efluente dos HTP adsorbidos e o porcentaxe destes con respecto ós presentes na auga intersticial e nos sólidos da mesma.

6.3.3.3- Tratamento das mostras para determinación de HTP.

As mostras de lodo -previamente concentradas para a determinación de sólidos- son filtradas a través de papel de Resma e deixadas secar ó aire, obténdose entón os SST e máis o filtrado resultante para dúas das mostras. Os SST son secados previamente á extracción mediante liofilización para evitar a evaporación dos HTP a altas temperaturas.

O procedemento de extracción para as mostras líquidas consistiu nunha extracción líquido-líquido con hexano, mentres que para as mostras sólidas (tanto grava como SST) o procedemento consistiu nunha extracción sólido-líquido con hexano en ultrasóns.

Ámbolos dous extractos obtidos da extracción con hexano son concentrados, pasados por unha columna de Florisil para a retención dos compostos polares e a conseguinte purificación dos analitos de interese. O procedemento de análise de HTP é descrito no Capítulo 2 do presente traballo.

6.4- Resultados e discusión.

Os estudos realizados permitirannos establecer conclusións da eficacia de eliminación de nutrientes, microorganismos patóxenos e Hidrocarburos Totais de Petróleo, dos humidais construídos de fluxo vertical en comparación cos de fluxo horizontal en función polo tanto, da dirección do fluxo. Por outra banda, tamén poderemos estudar a eficiencia de funcionamento dos humidais con respecto á eficiencia na eliminación dos parámetros citados anteriormente en función da granulometría do leito (para HC de fluxo vertical) e en función da presenza ou non de plantas e do tipo de especie vexetal plantada no leito (para HC de fluxo horizontal).

6.4.1- Eficacia da depuración de nutrientes en sistemas de DA-HC.

6.4.1.1- Eliminación de derivados nitroxenados.

O Nitróxeno atópase fundamentalmente nas augas residuais en forma de amonio e nitróxeno orgánico mentres que as concentracións de nitratos e nitritos non son significativas. Baixo a denominación de nitróxeno total Kjendahl (NTK) inclúense o nitróxeno como amonio e os compostos nitroxenados de tipo orgánico, a excepción de aqueles que se atopan en forma de azida, azina, azo, hidrazona, nitrito, nitrato, nitrilo, nitroso, oxima e simicarbazona. Este método de cuantificación permite transformar o nitróxeno presente nas mostras de orixe biolóxico en amonio e a determinación deste por medio dunha simple volumetría ácido-base.

Deste xeito a continuación amósanse representacións gráficas relativas á concentración de nitróxeno como amonio e máis NTK nas augas de entrada.

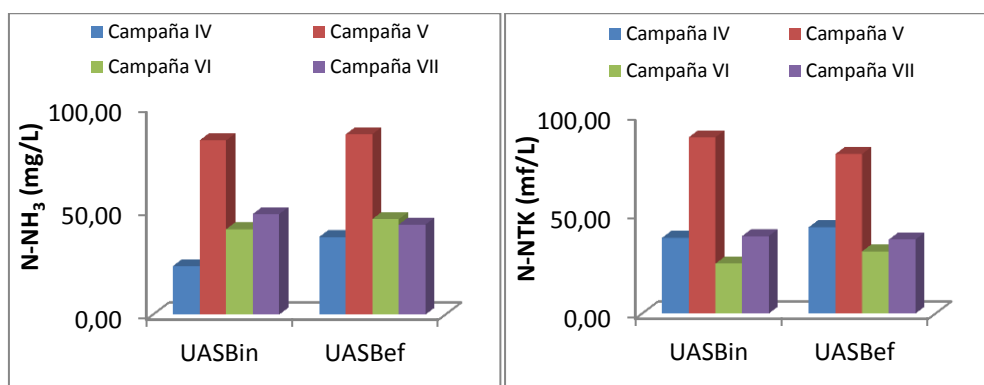


Figura 6.4. Variación das concentracións de N-NH₃ e NTK por campaña.

No que respecta á variación da concentración de nitróxeno como amonio nas augas de entrada ó UASB e ós humidais (UASBin e UASBef respectivamente) resulta evidente que a maior concentración é atopada nas augas correspondentes á quinta campaña de mostraxe. A evolución é similar entre ámbolos puntos de mostraxe nas catro campañas estudadas, porén, durante a sétima campaña os valores acadados de nitróxeno como amonio á saída do UASB ou entrada nos humidais é lixeiramente inferior ós recollidos para as augas de entrada. Porén, non se poden establecer conclusións cos poucos valores obtidos. Tamén a quinta campaña é a de maior concentración de NTK tanto nas augas de entrada como de saída do UASB, porén a relación entre a cuarta e sexta campaña é inversa á atopada para as variacións de carga contaminante de amonio. Así pois, isto pode ser debido á presenza doutros derivados

Eliminación de nutrientes, patógenos e HTP en HC

nitroxenados distintos ás formas de amonio durante a cuarta campaña que fai que os valores acadados de NTK sexan superiores que na sexta das campañas onde parece que a forma química máis predominante no análisis de NTK é o amonio. No caso concreto de NTK, é na quinta campaña onde se obtén unha maior eficacia de depuración no UASB. Porén, as eficacias de depuración de amonio ou NTK esperadas para o UASB son moi baixas xa que nel os mecanismos de depuración son fundamentalmente anaeróbicos e non aeróbicos como é necesario para que teñan lugar os procesos de nitrificación. As concentracións medias de nitróxeno no influente bruto resultaron de 48 ± 28 mg NTK/L, polo que se trata dunha auga residual de tipo doméstico e concentración media, ao contrario do que ocorría para o contido en materia orgánica, para o que aparecía como moi diluída. O influente chegaba completamente amonificado (49 ± 25 mg $\text{NN}_3\text{-N/L}$) e non sufriu modificación apreciable ao seu paso polo dixestor UASB, xa que o valor de 48 ± 22 mg NTK/L para o efluente do UASB denotan unha eliminación nula de NTK. Nas augas de entrada os valores determinados para nitratos e nitritos atópanse por debaixo do límite de detección do equipo de electroforesis mediante o cal se analizan os citados compostos, implicando isto valores de nitratos e nitritos por debaixo do punto de menor concentración da recta de calibrado empregada: 1mg/L.

As eficacias de eliminación de amonio e NTK son estudadas para as campañas expostas con anterioridade e para os cinco humidais horizontais e dous verticais como se amosa na Figura 6.5.

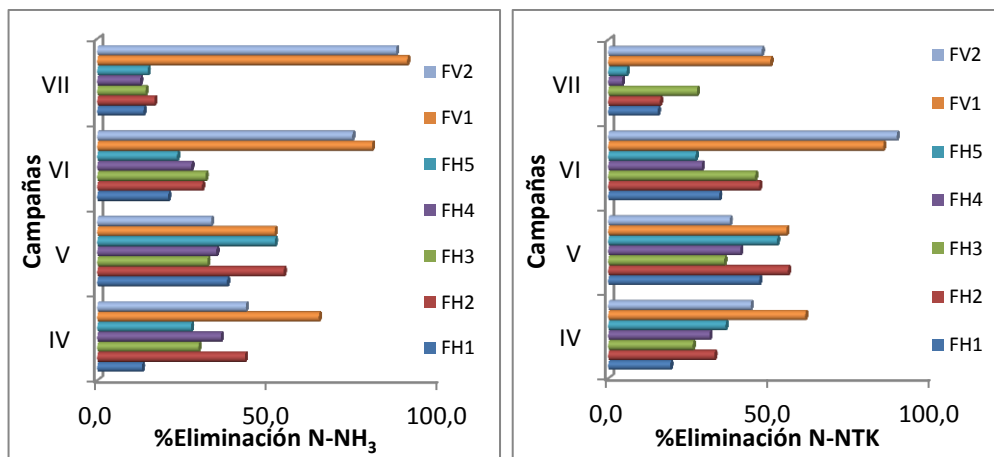


Figura 6.5. Eficacia de eliminación de derivados nitroxenados por humidal e campaña.

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

Na eliminación de nitróxeno como amonio pódese apreciar a tónica xeral da mellor eficacia de eliminación do mesmo nos humidais de fluxo vertical fronte ós humidais de fluxo horizontal asociado isto ós procesos de nitrificación existentes en condicións aeróbicas exposto anteriormente. Máis os valores medios de eliminacións atopados roldan, tal e como se citou anteriormente o 30%, sendo superior nalgúns casos e inferior na segunda campaña de sistemas de alta carga orgánica.

Con respecto á especie vexetal aínda que parece que na meirande parte dos casos se obteñen mellores rendementos para os humidais con planta (superando nun 10% os rendementos obtidos para o humidal branco como cabía esperar segundo as revisións bibliográficas realizadas que propoñían diferenzas de entre un 10 e 20% para sistemas con e sen vexetación como se citou anteriormente) non se poden establecer diferenzas significativas en función da especie vexetal.

En sistemas de baixa carga (cuarta e quinta campañas) os rendementos de eliminación de nitróxeno como amonio non superan o 50%, porén, en sistemas de alta carga (sexta e sétima campañas) os rendementos superan con creces este valor para os humidais de fluxo vertical (rendementos achegados ó 90%, superando os valores bibliográficos recadados [1]) ó tempo que diminúen (fundamentalmente para a sétima campaña) para os humidais de fluxo horizontal (por debaixo do 20%). O humidal de fluxo vertical con menor diámetro de partícula do seu leito acada rendementos de eliminación de amonio superiores. Os valores e eficiencias de eliminación para NTK evolucionan de xeito análogo á eliminación de nitróxeno como amonio.

Para a eliminación de amoníaco, a análise de varianza de dous factores con varias mostras por grupo, nas 5 unidades FH, indica que hai diferenzas significativas entre baixa e alta carga ($p=0,008$), sen interaccións entre variables e aplicábeis a todas as unidades ($p>0,4$). O mesmo ocorre para as 2 unidades FV ($p=0,004$). Desta forma, as medias para as campañas IV e V (baixa carga) mostran diferenzas significativas coas medias das campañas VI e VII (alta carga), tanto para as unidades FH como FV (Figura 6.6).

Eliminación de nutrientes, patógenos e HTP en HC

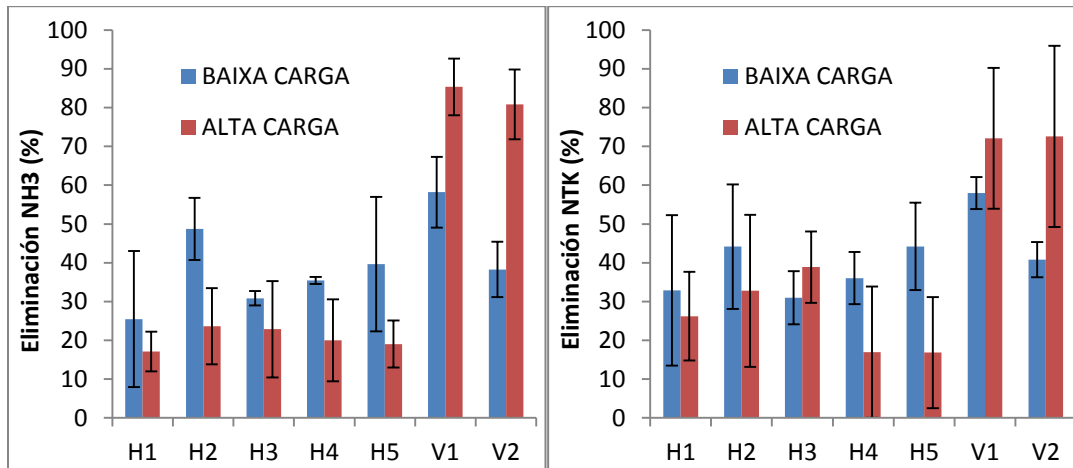


Figura 6.6. Eficacia de eliminación de NH₃ e NTK segundo sistemas e condicións de operación

Para a eliminación de amoníaco nas campañas IV e V (baixa carga), a análise de varianza de un factor, para as 7 unidades, indica que non hai diferenzas significativas entre unidades ($p=0,18$). Na comparación por pares encóntrase que só FV1 é superior a FH3 e FH4 ($p<0,1$), e FH2 e FH4 son superiores a FH3 en eliminación de amoníaco ($p<0,1$). Para as campañas VI e VII (alta carga), a análise de varianza de un factor indica que as 7 unidades presentan diferenzas significativas entre elas ($p=0,000$), pero esta diferenza establécese entre unidades FH e FV, sen que existan diferenzas entre unidades FH ($p=0,94$) nin entre unidades FV ($p=0,64$). A eliminación de amoníaco en FV1 e FV2 mostra diferenzas significativas con todas e cada unha das unidades FH.

Para a eliminación de NTK, o comportamento resultou moi similar: atopáronse diferenzas significativas entre baixa e alta carga ($p=0,099$) para as 5 unidades FH, sen interaccións entre variables e de aplicación a todas as unidades ($p>0,49$). O mesmo ocorre para as 2 unidades FV ($p=0,098$).

Para a eliminación de NTK nas campañas IV e V (baixa carga), a análise de varianza de un factor para as 7 unidades indica que non hai diferenzas significativas entre unidades ($p=0,36$). Na comparación por pares só FV1 se mostrou superior a FH3, FH4 e FV2 ($p<0,1$). Para as campañas VI e VII (alta carga), atopáronse diferenzas significativas entre as 7 unidades ($p=0,045$), pero esta diferenza deuse entre unidades FH e FV, sen que existan diferenzas nas unidades FH entre si ($p=0,54$) nin nas unidades FV entre si ($p=0,98$). Porén, para alta carga, só FV1 se diferenciou de FH1, FH4 e FH5 ($p<0,1$), pero non de FH2 e FH3 ($p>0,15$). FV2 non se diferenciou de ningunha unidade a un nivel $p<0,1$, pero foi máis eficiente que todas as unidades FH a un nivel entre $p=0,1$ e $0,21$.

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

En conclusión, as unidades FH mostraron valores de eliminación de amoníaco e NTK similares entre si, con medias do 36% NH_3 e 38% NTK, a baixa carga, e medias significativamente inferiores (21% NH_3 e 26% NTK) a alta carga. Á súa vez, as unidades FV mostraron eficiencias de eliminación de nitróxeno lixeiramente superiores (48% NH_3 e 49% NTK) na configuración inicial (baixa carga e sen area entrefina na parte superior) e eficiencias significativamente máis elevadas (83% NH_3 e 72% NTK) na configuración final (alta carga e capa de área entrefina na parte superior).

O feito de que a eficacia de eliminación de nitróxeno como amonio ou NTK sexa superior en humidais verticais ven dado polas condicións de aerobiose que permiten levar a cabo os procesos de nitrificación no medio do humidal dando lugar á produción de nitritos e nitratos como se amosa na Figura 6.7.

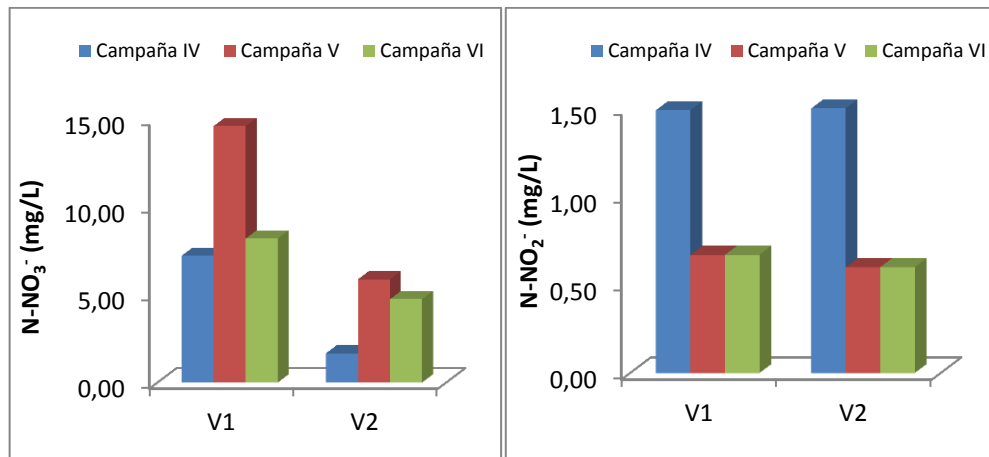


Figura 6.7. Concentración de nitritos e nitratos nos efluentes dos HCFV.

O comportamento gráfico atestigua os valores obtidos onde se ve claramente que a produción de nitratos é superior en tódolos casos para FV1 que para FV2 o que implica o mellor funcionamento dos procesos de nitrificación para a eliminación de amonio no primeiro e polo tanto as mellores eficiencias de eliminación acadadas. A produción de nitritos, aínda que lixeiramente superior para FV1 tamén, as diferenzas son desprezables. Porén, tendo en conta o mellor funcionamento dos humidais verticais para a eliminación de amonio e NTK en sistemas de alta carga orgánica cabe esperar unha maior produción de nitratos e nitritos en tales sistemas mentres que o comportamento gráfico indica valores superiores de obtención de nitratos durante a quinta campaña fronte a sexta. Este efecto pode vir influenciado tamén pola alta carga

de amonio presente nas augas de entrada durante a quinta campaña de mostraxe con respecto á sexta campaña.

6.4.1.2- Eliminación de derivados fosforados.

O fósforo atópase nas augas residuais case exclusivamente en forma de fosfatos, clasificados en ortofosfatos, fosfatos condensados, piro, meta e outros polifosfatos, e os ligados organicamente. Neste caso, estudáronse as capacidades de eliminación dos sistemas de dixestión anaerobia-humidais construídos para fósforo total e ortofosfatos. Os procedementos de eliminación de derivados fosforados son similares ós do nitróxeno, de forma xeral o fósforo pode ser asimilado polas plantas ou microorganismos ou ben ser adsorbido no medio granular co esgotamento da capacidade de absorción e incluso a posible desorción do mesmo co paso do tempo. Deste xeito non se logran acadar rendementos de eliminación superiores ó 20%, agás casos especiais. As augas de entrada amosan os seguintes comportamentos en canto á concentración destes parámetros:

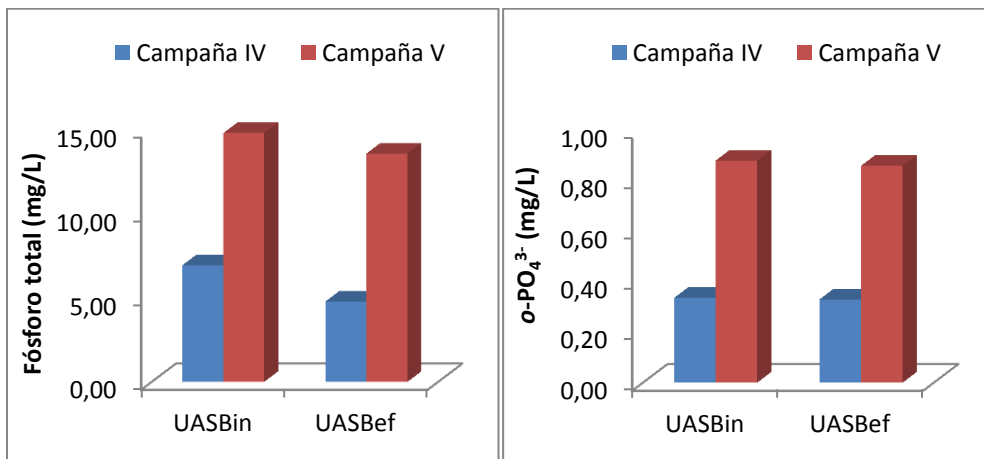


Figura 6.8. Variación das concentracións de $o\text{-PO}_4^{3-}$ e Fósforo Total por campaña.

De igual xeito que ocorría coa concentración dos derivados nitroxenados en augas de entrada a quinta campaña é a que posúe maior carga de derivados fosforados tamén. Tendo en conta que o análise de fósforo total inclúe ós denominados *orto*-fosfatos, os resultados obtidos das maiores concentracións de fósforo total con respecto a $o\text{-PO}_4^{3-}$, resultan totalmente coherentes. Así tamén parece que para ámbolos dous parámetros e ámbalas dúas campañas o UASB ten unha leve capacidade de eliminación de derivados fosforados acadando valores de eliminación de arredor do 2% para *orto*-

Eliminación de nutrientes, patógenos e HTP en HC

fosfatos e do 20% para fósforo total sen poder establecer valores definitivos tendo en conta a realización tan só de dúas campañas de análise.

No que respecta á eliminación de derivados fosforados en humidais construídos, a Figura 6.9 mostra que as porcentaxes de eliminación foron substancialmente superiores durante a quinta campaña que para a cuarta. Se o mecanismo fundamental de eliminación de derivados fosforados é mediante adsorción a elevada cantidade de precipitacións presentes durante a cuarta campaña e a elevada dilución das augas de entrada fai que a eficacia de eliminación dos citados derivados en humidais construídos sexa inferior chegando incluso a valores negativos o que fai supoñer a existencia de procesos de desorción.

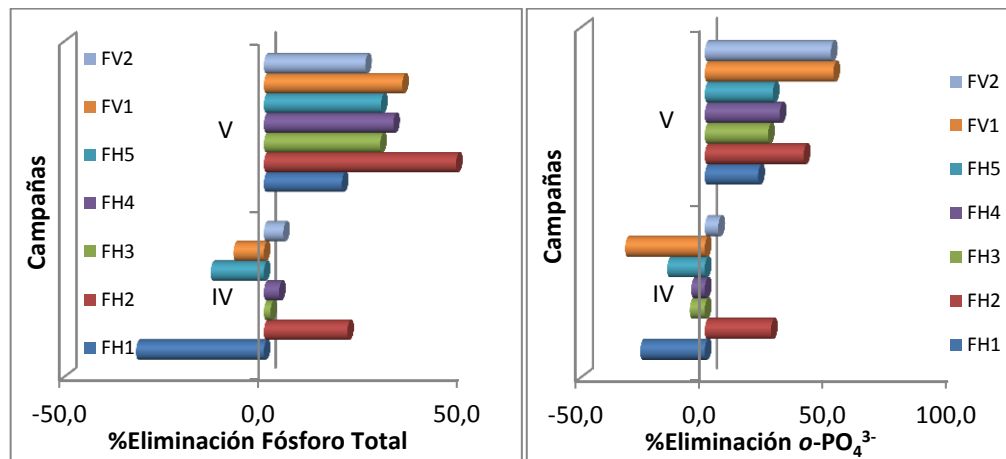


Figura 6.9. Eficacia de eliminación de derivados fosforados por humidal e campaña.

Nesta representación gráfica pódese observar un patrón de comportamento similar entre a relación de eliminación de *orto*-fosfatos e fósforo total. Como resumo cabería destacar os valores de eliminación media de $o\text{-PO}_4^{3-}$ do 30% para FH's e do 50% para FV's e máis unha eliminación media de Fósforo Total do 30% tanto para FH's como FV's durante a quinta campaña resultando da cuarta campaña valores negativos de eliminación destes parámetros podendo explicarse isto polo anteriormente exposto. Polo tanto, tan só durante a quinta campaña se superarían con creces os rendementos teóricos do 20% para a eliminación de derivados fosforados en sistemas con humidais construídos. . Porén, destaca a maior eliminación de ambos parámetros por parte do humidal FH2 (plantado con xuncos), tanto na campaña IV como na V.

6.4.2- Eficacia da depuración de microorganismos patógenos en sistemas DA-HC.

As mostras para a determinación de microorganismos patógenos son tomadas de forma puntual durante a cuarta e quinta campañas de mostraxe en material completamente estéril e entregadas directamente ó laboratorio de microbioloxía para a determinación de Coliformes Totais, Coliformes Fecais (porcentaxe aproximado ó 100% pertence a *E. Coli*), Enterococos Fecais e *Clostridium Perfringes*.

As augas residuais de entrada á planta depuradora e de entrada ós humidais presentan unha importante carga dos microorganismos estudados en UFC/100mL (Unidades Formadoras de Colonias por 100 mL ou tamén UFC/mL) que se soen expresar en unidades logarítmicas como se pode observar na Figura 6.10.

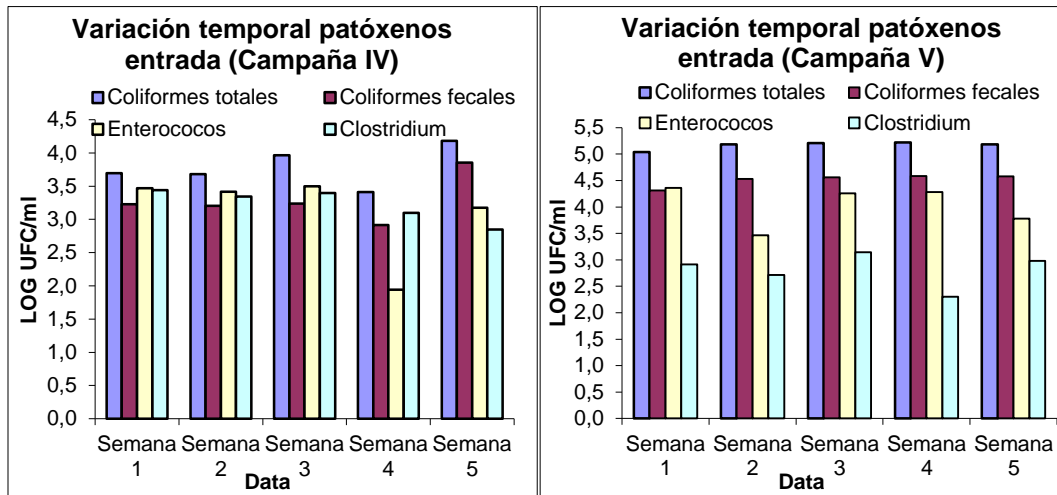


Figura 6.10. Concentración logarítmica de microorganismos patógenos en augas de entrada por campaña.

Durante a cuarta campaña a importante presenza de precipitacións fai que as augas de entrada teñan un marcado carácter diluído e presenten unha concentración dez veces inferior ós mesmos parámetros analizados durante a quinta campaña en ausencia das citadas precipitacións. Os valores de Coliformes Totais son en tódolos casos superiores. Estas conclusións están ben ilustradas numericamente na Táboa 6.2.

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

Táboa 6.2. Concentración de microorganismos patóxenos (LOG UFC/ml)

	Coliformes totales	Coliformes fecales	Enterococos	Clostridium
Campaña IV				
Influente UASB	3,79±0,30	3,29±0,34	3,10±0,66	3,22±0,25
Efluente UASB	3,91±0,40	3,39±0,58	3,04±0,51	3,44±0,57
Campaña V				
Influente UASB	5,17±0,07	4,51±0,11	4,03±0,39	2,81±0,32
Efluente UASB*	5,18±0,11	4,46±0,14	3,94±0,31	3,15±0,23

Como se pode observar na Táboa 6.2 o UASB apenas incide nas concentracións de microorganismos patóxenos, xa que as variacións son de tan só 0,2 unidades logarítmicas polo xeral de tipo negativo.

A eliminación de microorganismos patóxenos podemos expresala tanto en porcentaxe como en unidades logarítmicas. Acadase para ámbalas dúas campañas eliminacións de dúas unidades logarítmicas aproximadamente con respecto ás mostras do influente para os humidais de fluxo horizontal e de unha unidade logarítmica aproximadamente para os humidais de fluxo vertical como se ilustra na Figura 6.11.

Acadáronse para todos os parámetros eliminacións similares nas dúas campañas, agás para *Clostridium perfringes*, para os que se rexistrou unha menor eliminación na segunda campaña.

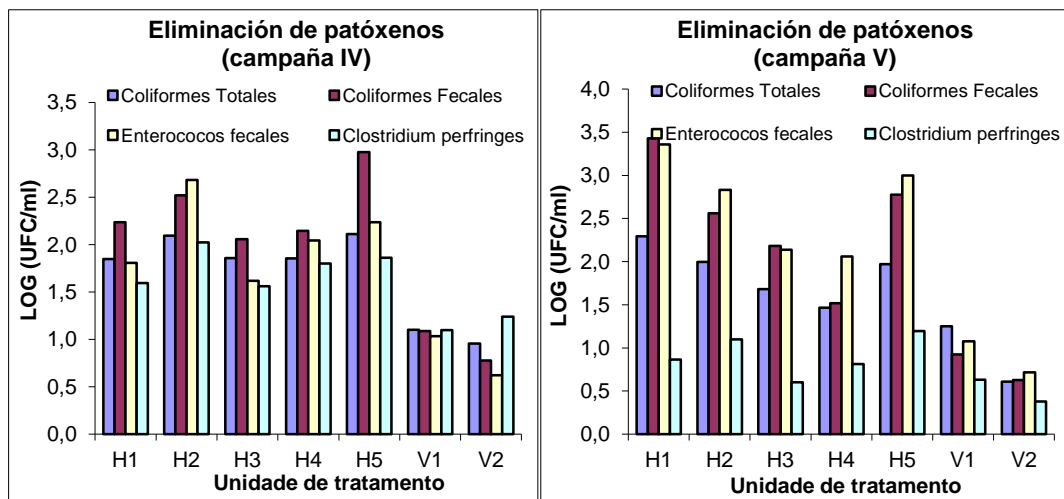


Figura 6.11. Eliminacións logarítmicas de microorganismos patóxenos por humidal e campaña.

De forma maioritaria e practicamente xeralizada acádase mellores eficiencias de eliminación, para calquera dos microorganismos patóxenos estudados e en ámbalas dúas campañas, para os humidais de fluxo horizontal onde se acadan eliminacións de

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

dúas unidades logarítmicas fronte a unha única unidade logarítmica acadada nos humidais de fluxo vertical.

Segundo os resultados obtidos podemos concluír que en ningún caso o UASB se debe empregar como sistema de depuración de microorganismos xa que a súa eficiencia neste sentido é nula.

Dentro dos humidais de fluxo vertical parece que o humidal de menor diámetro de partícula do leito mellora as eliminacións obtidas en tódolos casos con respecto ó outro humidal de fluxo vertical (tal e como manifestan as revisións bibliográficas [20]) aínda que esta diferenza resulta máis evidente na quinta campaña que na cuarta xa que na última o carácter máis diluído das augas non manifesta tan claramente esta diferenza. Porén, esta mellora non parece ser significativa.

No que respecta ós humidais de fluxo horizontal non se poden establecer diferenzas significativas en canto ó efecto da planta na capacidade de depuración xa que aínda que durante a cuarta campaña son os humidais plantados con *Juncus effusus* e *Phragmites australis* (FH2 e FH5 respectivamente) os que permiten obter mellor eficiencia de eliminación de tódolos patóxenos, durante a quinta campaña este comportamento só se produce na eliminación de *Clostridium perfringes* sendo o humidal sen vexetación o que logra mellores resultados de eliminación para Enterococos Fecais, Coliformes Totais e fecais. Na meirande parte dos casos tamén o humidal sen vexetación (FH1) aporta maior eficiencia de eliminación que os humidais FH3 e FH4 plantados con *Iris pseudacorus* e *Typha latifolia* respectivamente. Polo tanto, parece que a presenza ou ausencia de vexetación non é un parámetro determinante para a eliminación de microorganismos patóxenos.

Na Figura 6.12 preséntanse os valores de eliminación media nas dúas campañas. O comportamento resultou similar para coliformes totais, coliformes fecais e enterococos fecais, parámetros para os que se observaron diferenzas entre unidades, mentres que para *Clostridium perfringes* as diferenzas non son estatisticamente significativas, debido á grande diferenza entre as dúas campañas realizadas. Para CT, CF e EF as eliminacións foron inferiores para FV1 e FV2 en relación con FH ($p < 0,1$), coas únicas excepcións de FH4 que non se diferenciou de FV1 na eliminación de CT e CF ($p < 0,1$), e de FH1 na eliminación de EF. Dentro das unidades de fluxo horizontal, FH5 mostrouse superior a FH2, FH3 e FH4 e FH2 superior a FH3 ($p < 0,1$) na eliminación de CF, mentres FH2 se mostrou superior a FH3 e FH4 ($p < 0,1$) na eliminación de EF. A unidade sen plantas (FH1) non mostrou diferenzas significativas

Eliminación de nutrientes, patógenos e HTP en HC

en relación ao resto de unidade s FH con plantas. A unidade FV2 mostrou en xeral eliminacións inferiores a FV1, mais as diferenzas só foron significativas no caso de EF ($p < 0,1$).

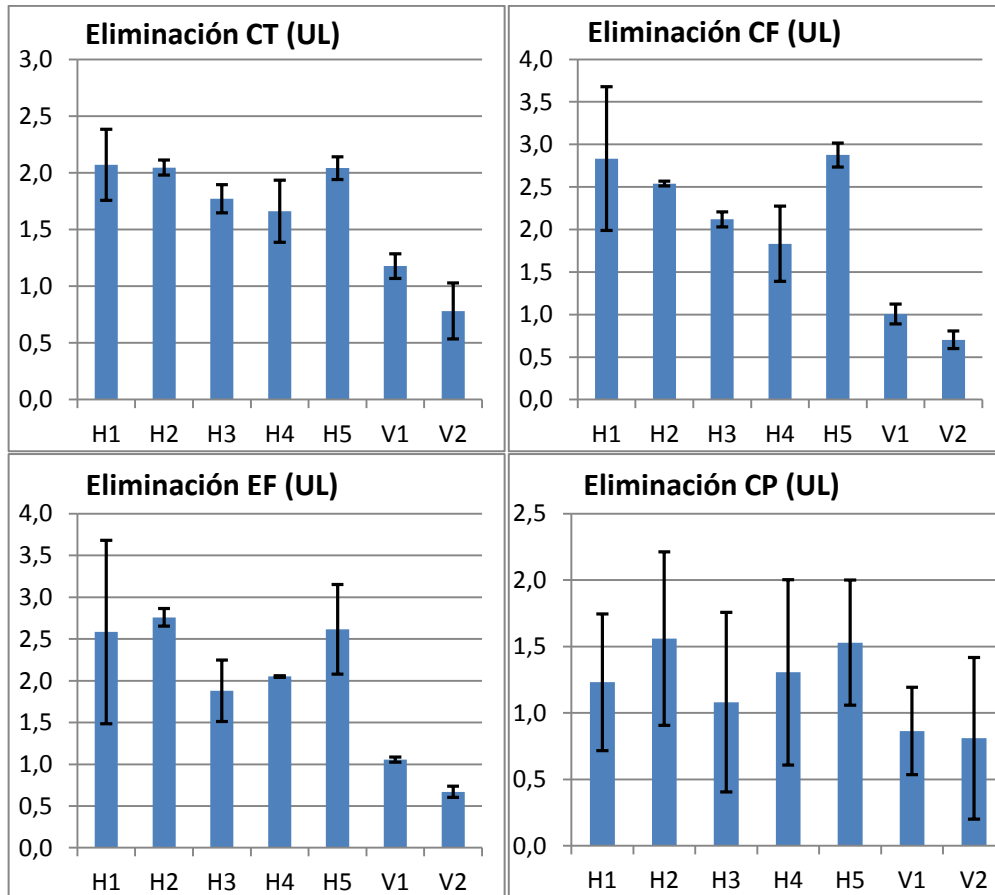


Figura 6.12. Eliminacións (unidades logarítmicas) de microorganismos patógenos por humidal: valores medios para as dúas campañas realizadas (CT: coliformes totais, CF: coliformes fecais, EF: enterococos fecais, CP: *Clostridium perfringens*).

6.4.3- Eficacia da depuración de Hidrocarburos Totais de Petróleo (HTP) en sistemas DA-HC.

6.4.3.1- Perfil de HTP de entrada en planta.

As análises realizadas sobre as mostras de entrada en planta amosan un perfil ou pegada cromatográfica que corrobora a presenza de HTP nas mesmas como se amosa na Figura 6.13.

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

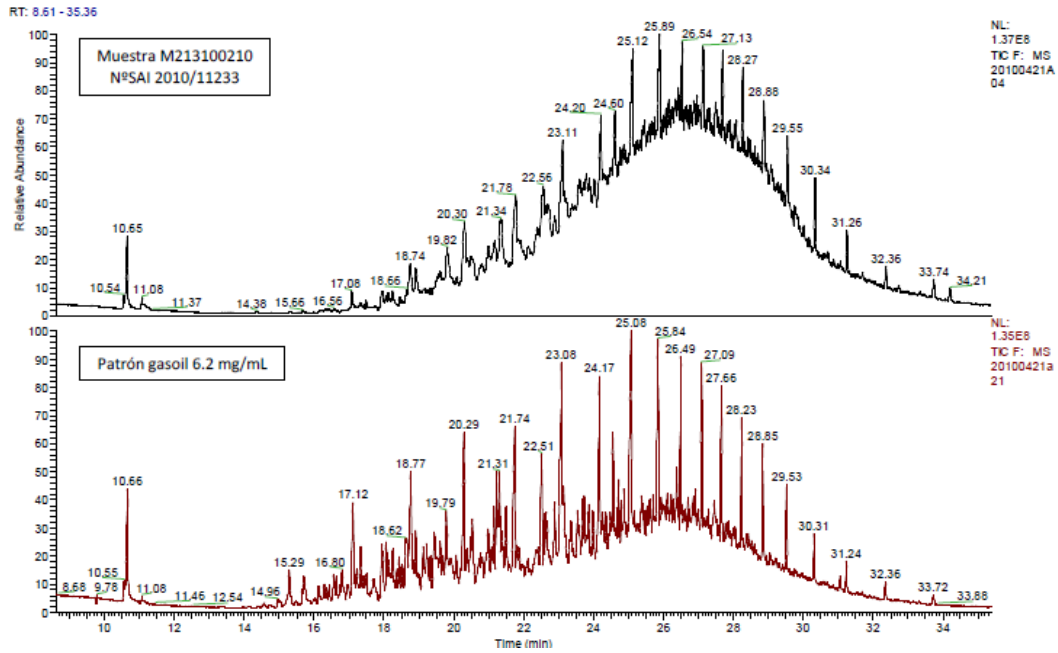


Figura 6.13. Pegadas cromatográficas comparativas dun patrón de gasoil e da auga de entrada en planta.

Foron tamén analizadas augas arriba da chegada á planta piloto para estudar a procedencia desta fonte contaminante. Para este estudio tomáronse mostras en dous puntos clave, un punto augas arriba e previo á considerada fonte contaminante (MRI) e outro punto na entrada á planta piloto (MRPI). As mostras resultaron da integración de catro días de mostraxe non consecutivos para cada un dos puntos e foron todas elas tomadas con simultaneidade para cada un dos dous puntos e analizadas posteriormente obténdose resultados que non poden concretar con rotundidade a evidencia do punto de contaminación, xa que neses días a vertedura non se produxo e as concentracións de hidrocarburos eran máis baixas que noutras ocasións, así:

MRI.....1.34mg/L

MRPI.....1.82mg/L

6.4.3.2- Eliminación de HTP e a influencia do tipo de macrófita empregada.

Mediante os análisis cromatográficos realizados obsérvanse porcentaxes de eliminación de HTP que roldan o 40% para o UASB, o 80% para FH1 (Humidal sen planta) e FV2 (humidal con maior diámetro de grava) e que superan o 90% no resto dos casos como se amosa na Táboa 6.3.

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

Táboa 6.3. Porcentaxe de eliminación de HTP por campaña e en función do sistema de depuración, do fluxo, do tamaño do leito e da presenza ou ausencia de planta.

Semana	UASBin	UASBef	FH1 Sen plantar	FH2 <i>Juncus effusus</i>	FH3 <i>Iris pseudacorus</i>	FH4 <i>Typha latipholia</i>	FH5 <i>Phragmites australis</i>	FV1 <i>Phragmites australis</i>	FV2 <i>Phragmites australis</i>
	HTP (mg/L)								
1ª e 2ª	32.72	27.01	1.88	0.29	0.29	0.23	0.33	1.97	7.4
3ª	30.18	6.38	1.53	0.55	0.44	0.31	0.31	0.64	0.77
4ª e 5ª	3.87	2.15	0.29	0.12	0.13	0.15	0.11	0.14	0.46
	%Eliminación								
1ª e 2ª		17.5	93.0	98.9	98.9	99.1	98.8	92.7	72.6
3ª		78.9	76.0	91.4	93.1	95.1	95.1	90.0	87.9
4ª e 5ª		44.4	86.5	94.4	94.0	93.0	94.9	93.5	78.6
Media		46,9	85,2	94,9	95,3	95,7	96,3	92,1	79,7

As catro unidades FH plantadas non mostraron diferenzas significativas entre si, no que se refire á porcentaxe de eliminación de HTP (rango 95-96%, $p > 0,1$). A unidade FH sen plantar mostrou unha porcentaxe de eliminación inferior (85%), tratándose dunha diferenza significativa con FH2 e FH5 ($p < 0,1$), pero non con FH3 e FH4. Á súa vez, a porcentaxe de eliminación acadada por FV2 (80%) foi claramente inferior á de todas as unidades plantadas ($p < 0,05$), e tamén á de FV1 ($p < 0,1$), se ben non se diferenciou do resultado acadado por FH1 ($p > 0,1$). A unidade FV1 acadou un resultado mellor que o de FV2 e pero que o de FH5 ($p < 0,1$), e similar ao do resto das unidades ($p > 0,1$).

Os resultados indican unha maior capacidade de eliminación nas unidades de HC que no dixestor UASB. O fluxo non ten unha influencia na biodegradación de HTP tendo en conta os valores acadados para FV1 e FHs. Porén, o tamaño do leito empregado inflúe na capacidade de eliminación xa que son superiores as eficacias obtidas para o humidal vertical con menor diámetro de partícula da grava do seu leito. Por outra banda, parece tamén evidente que as plantas no seu conxunto e fundamentalmente a rizosfera xogan un papel importante na eliminación de HTP xa que a eficacia na eliminación dos mesmos é sempre superior nos humidais horizontais con planta que no humidal horizontal branco. Porén, non se poden establecer conclusións veraces acerca da maior ou menor eficacia na eliminación de HTP en función do tipo de macrófita empregada.

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

6.4.3.3- Distribución dos HTP nos humidais.

Mediante o método de extracción con hexano sobre a grava lavada con auga do efluente e sobre a grava sen lavar observouse que aproximadamente o 50% dos HTP adsorbidos sobre a grava non se extraían ó medio acuoso mediante o lavado simple con auga do efluente, aspecto lóxico se se ten en conta a apolaridade de tales compostos. Porén, o estudio feito sobre o análises de HTP adsorbidos na grava (HCG), retidos nos SST das augas intersticiais do humidal (HCS) e máis os presentes no leito acuoso das augas intersticiais do filtrado (HCF) observouse, segundo as porcentaxes de presenza nos mesmos en relación ós HTP presentes, que o maior porcentaxe se atopaba asociado ós SST e que se podían considerar desprezables os HTP adsorbidos sobre a grava xa que non chegaban a representar en ningún caso o 1% do total dos HTP presentes nos humidais (Figura 6.14).

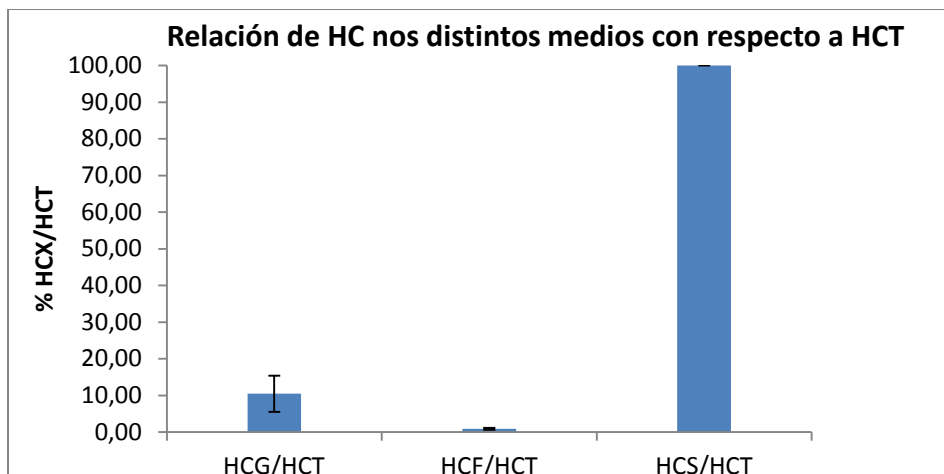


Figura 6.14. Porcentaxe representativo da relación de HTP presentes nos distintos medios (HCG/HCT e HCF/HCT -100x-)

No que respecta á distribución de HTP no leito dos humidais horizontais foron estudadas tamén as relacións de concentracións dos mesmos con respecto ás entradas e saídas para cada un dos humidais (Figura 6.15).

Para tódolos casos a presenza de HTP absorbidos nos sólidos na zona de entrada é superior que na zona de saída o que indica retención mediante absorción dos citados compostos inicialmente, porén as maiores proporcións na entrada son acadadas no FH2 e FH3 fundamentalmente e tamén en FH5, mentres que FH4 presenta unha relación entre HCT na entrada e saída similar ó FH1 ou humidal sen plantas. Deste xeito poderíamos pensar que a rizosfera das especies xoga un importante papel na retención

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

dos HTP xa que as seguintes especies: Xuncos, Lirios e en menor medida Carrizos posuían unha maior superficie colonizada que a Tifa, no momento de realizar os estudos. Porén, o descoñecemento das posibles perdas por outros mecanismos como a evaporación ou especialmente a biodegradación só nos permite establecer conclusións con respecto á depuración na línea de augas.

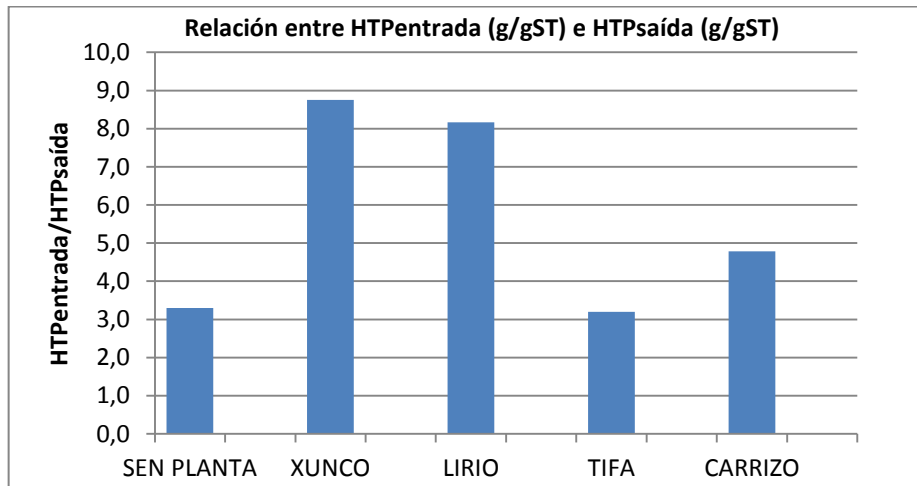


Figura 6.15. Relación entre a distribución de HTP absorbidos nos ST intersticiais na zona de entrada e de saída para cada unidade FHs.

Na Táboa 6.4 preséntase unha estimación da cantidade total de HTP acumulados nos humidais no momento da realización do estudo. O contido total en HTP en cada unha das unidades varía desde os 138 mg para FH1 (control, sen plantar) até os 332 g para FH2 (xuncos). A continuación de FH2 aparece FH5 (carrizos), mentres os humidais FH3 e FH4 (lirios e tifas) presentan valores intermedios. Se consideramos a concentración media de entrada aos humidais foi de 11,85 mg/L (Táboa 6.2) como representativa dos 30 de operación que durou a campaña de mostraxe, as cantidades de HTP acumulados nos humidais representan de 1,3 a 3,2 veces as cantidades que entraron a cada unidade nese período. Porén, tññase constatado a entrada de HTP á planta durante ao menos todo o ano 2010. Se tomamos en consideración a mesma concentración media de entrada para o período anual, con 265 días de alimentación, as cantidades acumuladas nos humidais resultarían nunha porcentaxe de entre o 15% (FH1) e o 36%(FH2) das entradas anuais. Estes resultados suxiren que unha parte dos HTP que entran á planta son eliminados por biodegradación, mais tamén que os fenómenos de retención e acumulación son de grande importancia. O peso real da

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

retención por absorción e acumulación, por unha banda, e da eliminación por biodegradación ou outros mecanismos queda sen determinar.

Táboa 6.4. Ilustración da capacidade de retención e acumulación de HTP por humidal.*

Humidal	HTP (mg/g)	ST (Kg/m ²)	HTP (g/m ²)	HTP (g/humidal)
FH1 Sen plantar	4.67	2.46	11.47	137.6
FH2 <i>Juncus effusus</i>	9.71	2.85	27.70	332.4
FH3 <i>Iris pseudacorus</i>	8.80	1.61	14.21	170.5
FH4 <i>Typha latifolia</i>	7.56	2.12	16.02	192.2
FH5 <i>Phragmites australis</i>	11.57	1.77	20.47	245.6

*Consideráronse só os HTP absorbidos ós SST intersticiais presentes en cada humidal.

6.5- Conclusións.

O presente estudo tratou da eliminación de contaminantes específicos en humidais construídos de fluxo horizontal e vertical. O influente ao humidais construídos someteuse a un pretratamento nun dixestor anaerobio. As características da instalación piloto e as condicións de operación foron descritas nos capítulos previos. Realizáronse dúas primeiras campañas a 1,1 e 1,6 anos de operación nas que se estudou a eliminación de amoníaco, nitróxeno total, fosfatos, fósforo total e microorganismos patóxenos. Na primeira delas tamén se estudou a eliminación de hidrocarburos totais de petróleo. Estas campañas corresponderon coa operación dos humidais a baixa carga orgánica superficial ($2,4 \pm 0,8$ gDBO₅/m²·d en FH e $9,1 \pm 3,6$ gDBO₅/m²·d en FV), e coa configuración inicial das unidades FV. Posteriormente estudouse a eliminación de amoníaco e nitróxeno total noutras dúas campañas, a 2,1 e 2,4 anos de operación, coincidindo cunha maior carga orgánica superficial ($4,7 \pm 0,4$ gDBO₅/m²·d en FH e $17,5 \pm 3,3$ gDBO₅/m²·d en FV) e coa configuración final das unidades FV (modificada a partir da inicial por adición dunha capa de 10 cm de espesor de area entrefina encima dos leitos de grava).

O contido medio en nitróxeno total no influente foi de 48 ± 28 mg NTK/L. O influente chegaba completamente amonificado (49 ± 25 mg NN₃-N/L) e non sufría modificación apreciable ao seu paso polo dixestor UASB (eliminación nula de NTK).

As unidades FH mostraron valores de eliminación de amoníaco e NTK similares entre si, con medias do 36% NH₃ e 38% NTK, a baixa carga, e medias

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

significativamente inferiores (21% NH₃ e 26% NTK) a alta carga. Á súa vez, as unidades FV mostraron eficiencias de eliminación de nitróxeno lixeiramente superiores (48% NH₃ e 49% NTK) na configuración inicial (baixa carga e sen area entrefina na parte superior) e eficiencias significativamente máis elevadas (83% NH₃ e 72% NTK) na configuración final (alta carga e capa de área entrefina na parte superior).

Non se atoparon diferenzas significativas na eficiencia de eliminación de compostos de nitróxeno en función da especie vexetal, agás casos puntuais como unha maior eficiencia na eliminación de amoníaco a baixa carga por parte das unidades con xuncos e tifas fronte á unidade con lirios.

A presenza de nitróxeno nítrico só se observou no efluente das unidades de fluxo vertical, que mostraron concentracións apreciables de nitrato (7-15 mg NO₃⁻-N/L en FV1, 2-6 mg NO₃⁻-N/L en FV2), e concentracións de nitrito inferiores a 1,5 mg NO₂⁻-N/L.

A eliminación de *o*-PO₄³⁻ e Fósforo Total estudouse só durante dúas campañas, con resultados dispares. Nunha delas as eliminacións foron practicamente nulas, debido á baixa concentración influente, mentres na outra atinxíronse valores de eliminación de *o*-PO₄³⁻ do 30% (FH) e do 50% (FV), e de PT do 30% (FH e FV). Porén, en ambas campañas destacou a maior eliminación no humidal FH2 (plantado con xuncos).

Nos humidais FH a eliminación de coliformes totais, coliformes fecais e enterococos fecais variou no rango de 1,5 a 3 UL, mentres nos humidais FV variaron no rango de 0,7 a 1,2 UL, en xeral estatisticamente inferiores rexistradas nos humidais FH. A eliminación de *Clostridium perfringens* resultou inferior e non se diferenciou entre as unidades FH (rango de 1,1 a 1,6 UL) e as unidades FV (0,8-0,9 UL).

Dentro das unidades de fluxo horizontal, as diferenzas en función do tipo de planta foron reducidas e puntuais. Así, FH5 mostrouse superior a FH2, FH3 e FH4 e FH2 superior a FH3 na eliminación de coliformes fecais, mentres FH2 se mostrou superior a FH3 e FH4 na eliminación de enterococos fecais. A unidade sen plantas (FH1) non mostrou diferenzas significativas en relación ao resto de unidades FH con plantas.

No que respecta ao tamaño de partícula nas unidades de fluxo vertical, a unidade FV2, con maior tamaño de partícula, mostrou en xeral eliminacións inferiores a FV1, mais as diferenzas só foron significativas no caso de enterococos fecais.

As porcentaxes de eliminación de HTP foron elevadas para as unidades FH plantadas (95-96%) e para FV1 con menor tamaño de partícula (92%), e inferiores para

Eliminación de nutrientes, patóxenos e HTP en HC

a unidade FH sen plantas (85%) e para a unidade FV2 con maior tamaño de partícula (80%). Non se atoparon diferenzas significativas en función do tipo de planta, pero si en función da presenza ou non de planta e do tamaño de partícula.

Observouse unha importante acumulación de HTP nos sólidos intersticiais do material filtrante. A densidade superficial era entre 3 e 9 veces máis elevada na zona de entrada en relación coa zona de saída dos humidais FH. Os datos de acumulación suxiren que os HTP alimentados á planta permanecían acumulados nunha porcentaxe importante no momento do estudo.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Langergraber G., Leroch K., Pressl A., Sleytr K., Rohrhofer R. e Haberl R., (2009). High-rate nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. *Desalination*, 246, 55-68.
- [2] Winter, K. J. e Goetz, D. (2003). The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Wat. Science Technol.*, 48, 9–14.
- [3] Kayser K. e Kunst S., (2005). Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Science & Technology*, 51, 177-184.
- [4] Arias, C. A. e Brix, H. (2005). “Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified?” *Wat. Sci. Tech.* 51 (9), 275-282.
- [5] Scholz, M. (2006) *Wetland Systems to Control Urban Runoff*. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- [6] Drizo, A., Frost, C. A., Grace, J. e Smith, K. A. (1999) Physico- Chemical Screening of Phosphate-Removal Substrates for Use in Constructed Wetland Systems. *Water Res.*, 33 (17), 3595–3602.
- [7] Kadlec, R. H. e Knight, R. L. (1996). “Treatment wetlands”. Boca Raton, FL: Lewis Publ. USA
- [8] Tang X.G., Huang S. L. e Scholz M., (2009). Comparison of phosphorus removal between vertical subsurface flow constructed wetlands with different substrates. *Water and Environment Journal*, 23, 180-188.
- [9] Vymazal J., (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* 674, 133-156.
- [10] Nivala J., Wallace S., Headley T., Kassa K., Brix H., van Afferden M. e Müller R., (2012). Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*
- [11] Finlayson, C. M. e Chick A. J., (1983). Testing the potential of aquatic plants to treat abattoir effluent. *Water Research* 17, 415–422.
- [12] Gersberg, R. M., Elkins B. V., Lyon S. R. e Goldman C. R., (1986). Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Research* 20, 363–368.
- [13] Burgoon, P. S., Reddy K. R. e DeBusk T. A., (1989). Domestic wastewater treatment using emergent plants cultured in gravel and plastic substrate. In Hammer, D.

A. (ed.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Lewis Publishers, Chelsea, MI: 536–541

[14] Tanner C., (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* 44 (11-12), 9-17.

[15] Barbera A., Cirelli G., Cavallaro V., Di Silvestro I., Pacifici P., Castiglione V., Toscano A. e Milani M., (2009). Growth and biomass production of different plant species in two different constructed wetland systems in Sicily. *Desalination* 246, 129-136.

[16] Villaseñor J., De Lucas A., Gómez R. e Mena J., (2007). A Comparative Study of Five Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands using Different Plant Species for Domestic Wastewater Treatment. *Environmental Technology* 28, 1333-1343.

[17] Montoya J. I., Ceballos L., Casas J.C. e Morató J., (2010). Estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial usando tres especies de macrófitas. *Revista EIA (Escuela de Ingeniería de Antioquía)* 14, 75-84.

[18] Odinga C., Otieno F. e Adeyemo J., (2011). Investigating the effectiveness of aquatic plants (*Echinochloa* L and *Cyperus* L) in removing nutrients from wastewater: The case of Chemelil constructed wetland- Kenya. *International Journal of the Physical Sciences* 6 (16), 3960-3970.

[19] Ying J., Xin Ch. e Cheng L., (2011). A comparative study on the Growth and Nutrient Uptake Characteristics of Fifteen Wetland Species in Taihu Lake Region of China. *Int J. Environ. Res.*, 5 (2), 361-370.

[20] García, J., Vivar, J., Aromir, M. e Mujeriego, R. (2003). “Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal of indicator in tertiary treatment reed beds.” *Wat. Res.*, 37, 2645-2653.

[21] Raimund Haberl et al., *Constructed Wetlands for the Treatment of Organic Pollutants*, *J Soils & Sediments* 3 (2) 109-124 (2003).

[22] Armstrong J, Armstrong W. Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis*. In: Cooper PF, Findlater BC (Eds): *Constructed wetlands in water pollution control*, *Advances in water pollution control*, Pergamon Press, Oxford, UK, pp 529-534 (1990).

[23] Paul E. Eke and Miklas Scholz. Benzene removal with vertical-flow constructed treatment wetlands *J Chem Technol Biotechnol* 83:55–63 (2008)

- [24] Xianqiang Tang, Paul Emeka Eke, Miklas Scholz, Suiliang Huang. Processes impacting on benzene removal in vertical-flow constructed wetlands. *Bioresource Technology* 100 (2009) 227–234.
- [25] N. Cottin, G. Merlin. Removal of PAHs from laboratory columns simulating the humus upper layer of vertical flow constructed wetlands. *Chemosphere* 73 (2008) 711–716.
- [26] Hiegel T, Analysis of Pilot Scale Constructed Wetland Treatment of Petroleum Contaminated Groundwater. MSc thesis, Department of Civil Engineering, University of Wyoming (2004).
- [27] Sugai SF, Lindstrom JE and Braddock JF. Environmental influences on the microbial degradation of Exxon Valdez oil on the shorelines of Prince William Sound, Alaska. *Env Sci Technol* 31:1564–1572 (1997).
- [28] F. Giraud, P. Guiraud, M. Kdri, G. Blake and R. Steiman. Biodegradation of anthracene and fluoranthene by fungi isolated from an experimental constructed wetland for wastewater treatment. *Wat. Res.* Vol. 35, No. 17, pp. 4126–4136, 2001.
- [29] Zhou E and Crawford RL. Effects of oxygen, nitrogen, and temperature on gasoline biodegradation in soil. *Biodegradation*, 6:127–140 (1995).
- [30] H. Gruber, A. Wiessner, P. Kuschik, M. Kaestner, K.J. Appenroth. Physiological responses of *Juncus effusus* (rush) to chromium and relevance for wastewater treatment in constructed wetlands, *Int. J. Phytoremediation* 10 (2008) 79–90.
- [31] Z. Zhang, Z. Rengel, K. Meney, Nutrition and toxicity of inorganic substances from wastewater in constructed wetlands, in: R.E. Russo (Ed.), *Wetlands: Ecology, Conservation & Restoration*, Nova Science Publishers, Inc., New York, 2008, pp. 247–269.
- [32] Zhenhua Zhang, Zed Rengel, Kathy Meney. Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) differentially influence growth of various emergent wetland species. *Journal of Hazardous Materials* 182 (2010) 689–695.

Capítulo 7

Acumulación de sólidos e Emisiones gasosas en HC

7- ACUMULACIÓN DE SÓLIDOS E EMISIÓN GASOSAS EN HUMIDAI S CONSTRUÍDOS DE FLUXO HORIZONTAL.

7.1- Resumo.

No presente traballo realizamos un estudo da acumulación de sólidos e emisión de gases en humidais construídos de fluxo horizontal. O estudo realizouse en 5 unidades operadas en paralelo co mesmo influente e e velocidade de carga hidráulica, unha sen plantas (FH1) e catro plantadas con xuncos (FH2), lirios (FH3), tifa (FH4) e carrizo (FH5). O influente ao humidais construídos someteuse a un pretratamento nun dixestor anaerobio. As características da instalación piloto e as condicións de operación foron descritas nos capítulos previos. A campaña I de sólidos e as campañas I-III de emisións corresponderon coa operación dos humidais a baixa carga orgánica superficial ($2,4 \pm 0,8$ gDBO₅/m²·d), mentres na campaña II de sólidos e nas campañas IV-VI de emisións corresponderon a unha velocidade de carga superficial máis elevada ($4,7 \pm 0,4$ gDBO₅/m²·d). A entrada de sólidos en suspensión no influente, pola contra, viuse reducida desde $2,0 \pm 0,5$ gSST/m²·d a $0,8 \pm 0,2$ gSST/m²·d.

A densidade de sólidos acumulados aumentou co tempo e coa velocidade de carga orgánica, pasando de $2,2$ kgST/m² ($0,17$ kg SV/m²) na campaña I a $4,3$ kgST/m² ($0,47$ kg SV/m²) na campaña II. As velocidades de acumulación resultantes son de $1,5$ kgST /m²·ano ($0,12$ kgSV/m²·ano) no primeiro período e de $2,5$ kg ST/m²·ano ($0,36$ kgSV/m²·ano) no segundo. A biodegradabilidade aerobia dos sólidos acumulados aumentou de $0,13$ (I) a $0,22$ gDBO₅/gSV (II), mentres diminuíu a biodegradabilidade anaerobia, desde $0,078$ (I) a $0,055$ gDQO-CH₄/gSSV (II) e se mantivo constante a actividade metanoxénica, en $0,012$ gDQO-CH₄/gSSV·d. Non se atoparon diferenzas significativas entre unidades para a maioría dos parámetros, agás casos puntuais, mais si entre as zonas de entrada e saída. A produtividade máxima de vexetación aérea en estado estacionario correspondeu aos xuncos, con $1,8$ kgSV/m²·ano, e a mínima aos lirios, con $0,3$ kgSV/m²·ano, situándose nunha posición intermedia e moi parecida entre si as tifas e os carrizos. A condutividade hidráulica resultou en medias de 203 ± 49 (FH1 Entrada), 166 ± 8 (FH1 Saída), 159 ± 13 (FH con plantas Entrada), e 136 ± 19 (FH con plantas Saída), sendo así significativamente maior nas zonas de entrada e na unidade sen plantas fronte ás restantes, e sen diferenzas significativas entre a campaña I e II ou entre unidades plantadas.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

As emisións rexistradas caen axeitadamente dentro deste rango de valores máximos e mínimos que se poden estimar a partir do contido en sólidos e a súa actividade metanoxénica. As menores emisións rexistráronse en condicións de inverno (campañas I, II e V), e as maiores en condicións de verán (III) ou estacións intermedias con máis alta carga orgánica (IV e VI). Os humidais con vexetación ofreceron emisións de CO₂ (3500-5100 mgCO₂/m²·d) lixeiramente superiores ás do humidal sen vexetación (3500 mgCO₂/m²·d), así como emisións de CH₄ lixeiramente menores (valores medios no rango de 408-467 mgCH₄/m²·d para FH2-FH4 fronte a 685 mgCH₄/m²·d para FH1).

Pola contra, atopáronse diferenzas significativas entre campañas, tanto para as emisións de CH₄ como de CO₂, que poderían explicarse polas variacións en sólidos acumulados e a súa actividade metanoxénica, as condicións de temperatura e substrato e o tipo de vexetación. Os datos dispoñíbeis indican que a temperatura ambiente por si soa explica máis do 60% e do 80% da variabilidade das emisións de CH₄ e CO₂, respectivamente, agás no caso das emisións de CO₂ na unidade plantada con xuncos, polo carácter non estacional desta especie. Pola contra, nas condicións do presente estudo, non se atopou correlación entre as emisións e a densidade de sólidos volátiles, a velocidade de carga orgánica ou a actividade metanoxénica.

7.2- Introducción e obxectivos.

7.2.1- A acumulación de sólidos en Humidais Construídos: A colmataxe.

O principal problema da operación con HC de fluxo subsuperficial é a colmataxe do medio granular [1-3]. A colmataxe inclúe moitos procesos relativos á redución da capacidade de infiltración da grava [2, 4-6] e trátase dun complexo proceso, asociado á acumulación de diferentes tipos de sólidos, que se sitúan nas capas superficiais e no medio granular como lodos, asociado tanto ós sólidos propios das augas residuais como ás plantas e microorganismos ou “biofilm”. A existencia de colmataxe provoca unha redución da condutividade hidráulica e pode conducir ó asolagamento ou aparición de auga superficial nas zonas de entrada [7], e perda de eficiencia na depuración.

O proceso de obstrución pode dividirse en tres fases:

- (I) Fase da entrada dos contaminantes
- (II) Fase da formación ou deposición de manta ou capa.
- (III) Fase da formación e compactación da capa de obstrución [8].

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

Deste xeito poderíase resumir nos seguintes puntos as causas principais responsables da colmataxe en HC (de fluxo horizontal e/ou vertical) [9]:

- Bloqueo dos poros pola deposición de partículas orgánicas e inorgánicas.
- A precipitación e a deposición de CaCO_3 .
- A obstrución dos poros da biomasa microbiana.
- A influencia da raíz (asociada ó crecemento do sistema radicular).
- A compactación mecánica do chan.
- Gas atrapado polo bloqueo dos poros.

Así pois, a acumulación de sólidos pode asociarse a diversos factores: á fracción de SST e volátiles do influente non degradados [5, 10, 11], ó crecemento biolóxico nos HC [12, 13] e á deposición das especies vexetais dos humidais [11, 14, 15]. Aínda que os principais factores responsables dos procesos de colmataxe son a alta carga orgánica e de sólidos das augas a tratar como se citaba anteriormente, tanto o tamaño da grava como o dimensionamento do sistema de tratamento tamén xogan un importante papel [16-18]. Así pois, o sistema de distribución das augas é un factor a ter en conta no fenómeno da colmataxe.

Dentro do efecto das plantas, a súa presenza e o tipo de especies, así como a aireación artificial inflúen na acumulación de sólidos [15], así pois, os procesos de colmataxe en humidais verticais impiden a difusión de osíxeno no leito e, polo tanto, o tratamento axeitado das augas residuais.

A acumulación de sólidos produce dous efectos con consecuencias opostas na eficiencia de tratamento, por unha banda diminúe o período eficaz de tratamento por redución de espazos intersticiais coa conseguinte colmataxe do medio, a redución do tempo de retención hidráulico e incluso a aparición de camiños preferenciais. Por outra banda favorece a eficacia asociada ó crecemento do “biofilm”.

A continuación detállase en máis profundidade o efecto de cada un dos causantes expostos:

-No que respecta á *carga orgánica e sólidos totais*, son moitos os estudos que indican que a acumulación de sólidos nos humidais está directamente relacionada coa carga orgánica das augas residuais. Os valores da literatura para a máxima velocidade de carga orgánica aceptada varían nun amplo rango, de forma xeral algúns autores apuntan a que o máximo valor permitido para evitar o proceso de colmataxe sería da orde de 20g DQO/m²d para humidais de fluxo vertical [8, 9] mentres que outros apuntan que os

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

valores máximos permitidos para non provocar unha colmataxe inmediata son da orde de 25 g DBO/ m²d para humidais de fluxo vertical [16, 19] e de 6 g DBO/ m²d para humidais de fluxo horizontal [6, 16, 20]. No tocante ós valores máximos permitidos de sólidos totais para evitar os fenómenos de colmataxe son menos os estudos realizados, así pois, algúns autores consideran máximos os valores de 1.44g SST/m²d [21] ou de 5g SST/m²d [9]. Un estudo realizado en 21 humidais de fluxo vertical con distintas condicións de dimensionamento e tratamento permiten establecer que:

- Unha sedimentación primaria eficaz é un requisito para un funcionamento libre de problemas dun sistema de HC de fluxo vertical.
- A concentración promedio de SST na entrada non debe superar os 100 mg/L. Especialmente partículas maiores de 50 micras poden conducir ó bloqueo dos poros.
- A carga de DQO e SST non debe superar os 20 g/ m².d e os 5 g/ m².d, respectivamente, nas condicións climáticas de Europa Central [9].

A cantidade, a composición e o modo de acumulación da materia orgánica tamén xogan un importante papel nos fenómenos de colmataxe. A porosidade do leito e a colmataxe teñen unha gran relación favorecéndose a última a medida que se fai menor a primeira [22]. Un estudo de tratamento de augas residuais de granxa láctea durante 5 anos determina que máis do 90% dos sólidos acumulados causantes da colmataxe foron de natureza inorgánica [14].

-A *presenza de plantas* reduce a colmataxe e incrementa a actividade biolóxica [23, 24] pero ó mesmo tempo favorece a acumulación de sólidos pola deposición das plantas [10]. De feito os estudos de condutividade hidráulica e porosidade de drenaxe estiman que nos sistemas con planta as raíces contribúen á acumulación de sólidos dende un 35% ata un 70% [25]. De igual xeito o efecto das plantas sobre a acumulación de sólidos non é directo senón que en función do tipo da especie vexetal ou máis ben da súa morfoloxía de raíz, o crecemento dos microorganismos é maior ou menor estando isto directamente ligado á acumulación de sólidos [26]. De feito, aínda que, a presenza das plantas pode afectar ó proceso de colmataxe favorecendo o mesmo, isto pode ser evitado se se escollen as especies vexetais axeitadas coa menor cantidade de compostos refractarios e máis se se recolle a biomasa morta do leito do humidal en canto é depositada (se se trata de especies de folla caduca) [11]. Nun estudo realizado sobre doce HC cun tempo de funcionamento de cinco anos, estimouse a densidade microbiana e fracción biolóxica en mostras de sólidos tomadas durante seis meses. A presenza de

plantas reduce a porcentaxe de sólidos acumulados nun 26%, alén diso, existe máis acumulación de sólidos nos humidais plantados con *Typha angustifolia* que nos plantados con *Phragmites australis*, sendo tamén a primeira a que máis biomasa microbiana posúe. Alén diso, este estudio demostrou que a aireación artificial estimula o desenvolvemento do “biofilm” nas entradas dos humidais e reduce a acumulación de materia mineral [15].

-O emprego de *aireación artificial* favorece o crecemento microbiano e estimula os fenómenos de nitrificación/desnitrificación tendo unha influencia importante sobre a acumulación de sólidos [27, 28] parece que minimiza a posible colmataxe do leito aínda que o seu efecto non está totalmente determinado [15].

A acumulación de sólidos resulta superior na cabeceira dos **humidais de fluxo horizontal** e dita acumulación está ligada ós ratios de carga orgánica e de SST das augas de entrada como se citaba anteriormente [5].

Nos **humidais de fluxo vertical** os procesos de colmataxe xogan un importante factor desfavorable no transporte de osíxeno.

A acumulación de sólidos é un efecto que está intimamente asociado coa diminución da **condutividade hidráulica** nos humidais. Aínda que a colmataxe do medio granular ocasiona unha redución da condutividade hidráulica a relación non é totalmente directa. O mesmo estudio, que determina dita influencia, establece a presenza de sólidos recalcitrantes en maior medida como causantes da colmataxe polo que non resultan facilmente biodegradables [5].

A determinación da condutividade hidráulica permite determinar o grado de colmataxe dos humidais. Así pois, un estudio feito en dous humidais integrados en plantas de tratamento de pequenas vilas (2000 hab.eq.) [7], demostrou que o maior grado de colmataxe se produce na cabeceira do humidal dando menores valores de condutividade hidráulica (20m/d) que crecen na saída do humidal (40-70 m/d) e aínda son maiores en puntos intermedios (600-800 m/d). Estes datos están atestiguados polo valor dos sólidos totais que son da orde de 3-15 kg/m² en cabeceira e da orde de 1-9 kg/m² na saída. Alén diso, en ambos humidais a fracción mineral dos sólidos representa máis do 75% dos sólidos totais. Existen estudos que amosan a relación entre a resonancia magnética das moléculas de auga e a condutividade hidráulica, xa que o tempo de relaxación de xiro de spin varia de forma lineal coa condutividade hidráulica debido á modificación da composición do ambiente acuoso sobre o que se exercen

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

secuencias magnéticas de pulsos, podendo polo tanto relacionar a primeira cos fenómenos de colmataxe [29].

Xa que, unha das principais causas dos problemas de colmataxe é a filtración ou sedimentación dos sólidos das augas residuais, sería unha boa opción dispoñer na planta piloto dun sistema de pretratamento, que diminúa en gran medida a concentración de sólidos á entrada dos humidais evitando, polo tanto, a rápida colmataxe [5, 6, 16, 30]. Concretamente, no tratamento de augas residuais domésticas ou urbanas en Humidais Construídos os pretratamentos consistentes en tanques Imhoff ou fosas sépticas son os máis empregados e dito pretratamento reduce aproximadamente a un 30-50% a carga contaminante das augas de entrada nos humidais evitando polo tanto os problemas asociados ós procesos de colmataxe. As técnicas de pretratamento empregadas están dirixidas fundamentalmente á redución de sólidos en suspensión aínda que algúns tratamentos permiten reducións de ata un 50% de DQO e DBO. O pretratamento clásico está baseado en fosas sépticas ou tanques Imhoff acadándose con eles a estabilización de lodos por procesos anaerobios e eliminacións de sólidos en suspensión entre o 50-70% mentres que os decantadores primarios ofrecen eliminacións similares como pretratamento pero producen unha alta cantidade de lodos [31]. O problema fundamental do pretratamento clásico é a falta de eficiencia no funcionamento [5, 32]. Alén diso, os pretratamentos anaerobios permiten obter bos rendementos de eliminación de sólidos en suspensión en comparación cos pretratamentos aeróbicos implicando estes últimos un maior custo de construción e mantemento. Isto débese a que as condicións internas do sistema de tratamento anaerobio son axeitadas, o sistema autocontrólase implicando un gasto enerxético favorable e unha produción de lodos mínima [33]. A desvantaxe máis importante do pretratamento anaerobio son os requirimentos dun tratamento posterior fundamentalmente nas rexións de climas fríos [34-36] que minimize a carga orgánica, os nutrientes e os microorganismos patóxenos. Aínda así e debido á súa eficiencia e baixo custo aproximadamente un 86% dos sistemas de depuración con HC en España empregan o sistema de pretratamento clásico, onde os rangos de ratios de carga de SST oscilan dende 3-17g SST/m²d [37].

De forma xeral os sistemas de pretratamento anaerobio son empregados na meirande parte dos sistemas de depuración con HC, en climas cálidos ou temperados, acadando importantes rendementos de eliminación de sólidos, DQO e DBO.

O tipo de pretratamento anaerobio máis empregado en combinación con HC é o UASB [38-40]. Así pois, os estudos realizados neste campo conclúen que o

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

pretratamento das augas residuais previa a entrada nos HC evitan en gran medida os procesos de colmataxe ampliando substancialmente a vida útil dos mesmos [5, 41, 42], sendo recomendado tamén o citado pretratamento para os humidais de fluxo vertical [9, 43].

Como resumo, cabe destacar que, as augas residuais con altas cargas orgánicas provocan a colmataxe dos humidais co paso dos anos, feito polo cal se require dun sobredimensionamento con obxecto de evitar tal fenómeno. Porén, estes problemas poden ser evitados con sistemas de tratamento previo acadándose eliminacións de 65-85% de SST e de 35-55% de DQO para dixestores hidrolíticos ou ben rendementos superiores de eliminación, para dixestores anaerobios, da orde de 60-90% de SST e de 50-65% de DQO en climas temperados, permitindo para o último dos tratamentos seleccionados unha redución da área de humidais entre o 30-60% [16].

7.2.2- Emisións de metano e outros gases de efecto invernadoiro en Humidais Construídos.

Dende un punto de vista moi simplificado, podemos afirmar que un humidal construído combina un medio anaerobio, situado maiormente na parte fonda do humidal, e un medio aerobio nas proximidades da superficie da auga ou no contorno das raíces das plantas. Dous factores principais, como son a velocidade de carga orgánica (variable operacional) e a profundidade da lámina de auga (variable de deseño ou construtiva) determinan de forma principal o papel relativo destes dous tipos de ambientes e por tanto dos principais mecanismos de eliminación [44] e a eficiencia depuradora do humidal.

A concentración orgánica da auga residual a tratar determina en boa medida as velocidades de carga orgánica que se aplican neste tipo de sistemas. Así, mentres os humidais destinados ó tratamento terciario de efluentes domésticos xa depurados operan con baixas cargas orgánicas, os humidais que tratan directamente augas residuais domésticas procedentes dun pretratamento ou tratamento primario operan a maiores velocidades de carga orgánica e poden considerarse fundamentalmente sistemas anaerobios [45]. A importancia das reaccións anaerobias pode relacionarse có potencial redox do medio, que neste tipo de humidais dedicados ó tratamento secundario de efluentes urbanos sitúase en xeral por debaixo de -100 mV [46], podendo rexistrarse valores máis elevados preto da superficie.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

Como consecuencia deste ambiente anaerobio predominante, algúns estudos pioneiros determinaron emisións á atmosfera de CH₄ e outros gases [47-49], tanto en zonas húmidas naturais como en instalacións de depuración. Nos humidais de tipo natural con plantas vasculares, o fluxo total de CH₄ e outros gases (CO₂) emitido á atmosfera débese a tres tipos de procesos: difusión e ebulición de gases dende os sedimentos e transporte interno a través das plantas [50]. Este último proceso pode alcanzar o 70% das emisións de metano en humidais naturais.

As emisións de metano observadas en distintos estudos realizados, varían fortemente dun a outro caso, sendo frecuentes valores promedio que van dende 0 ata 300 mg CH₄/m².d. Estas emisións serían similares ás de outras moitas áreas naturais [51], mais poden rexistrarse casos con emisións moi superiores. Uns estudos estimaron que as emisións de metano equivalen a só aproximadamente o 1,5% do carbono eliminado en humidais artificiais de fluxo subsuperficial [52], mentres que outros estimaron que as emisións de metano representan entre o 2 e o 8% da carga en carbono do humidal [48].

A maiores de establecer a magnitude das emisións en cada caso particular, os estudos referidos permiten tirar algunhas conclusións e consideracións provisionais, como son as seguintes:

- Nun humidal, o substrato orgánico presenta un determinado perfil ao longo do mesmo, decrecendo fortemente a súa concentración dende a entrada á saída, o lugar concreto ou posición dentro do humidal no que se realizan as determinacións tamén influirán nos resultados. Así, en diversas investigacións observaron que as emisións de CH₄ eran máis elevadas preto da zona de entrada [48, 49].
- Os diferentes estudos dispoñibles concordan na variabilidade espacial das medicións obtidas [48, 49, 51], sendo polo xeral maiores as emisións ó comezo do humidal (zona de cabeceira) e inferiores ó final (cerca do punto efluente).
- En humidais naturais tense observado que a difusión e ebulición de gases dende os sedimentos do humidal amosa unha velocidade constante ó longo do día [47, 48], e este feito foi tamén comprobado en estudos preliminares en humidais artificiais de fluxo subsuperficial [52]. Contrariamente ó que ocorre no curto prazo, ó longo do ano obsérvanse grandes variacións estacionais, con valores de emisión mínimos no inverno e máximos no verán [48, 49, 51].
- Por último, outras investigacións indicaron que a velocidade de carga orgánica é un factor importante que afecta ás emisións de CH₄ [53].

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

O obxectivo do presente estudo consiste en determinar a cantidade de sólidos acumulados nos humidais e as súas características, e correlacionalas coas características do humidal (tipo de planta, velocidade de carga orgánica, idade do humidal) e coa súa capacidade de degradación. Así mesmo, determinaranse as emisións de gases de efecto invernadoiro (metano e dióxido de carbono), que se relacionarán coas mesmas variables de deseño e operación. O estudo de ambos aspectos permitirán chegar a conclusións sobre o problema de colmataxe e a vida útil dos humidais, por unha banda, e co papel dos HC en relación coa prevención do cambio climático.

7.3- Materiais e métodos.

7.3.1- Densidade e características dos sólidos acumulados nos Humidais Construídos.

Séguese un procedemento para a obtención de mostras de medio filtrante que permita determinar a cantidade de sólidos acumulados, en unidades de concentración (g/L de medio, ou g/kg de grava), e en unidades de densidade superficial (kg/m²). Nas mostras obtidas determinase a concentración en sólidos en suspensión totais (SST) e en sólidos en suspensión volátiles (SSV). Así mesmo, determínase a DQO, a DBO₅, a DBO última, a actividade metanoxénica (en ensaios con 0,5 g/L de ácido acético e 3 g SSV/L) e a biodegradabilidade anaerobia (con 3 g SSV/L). Os métodos analíticos, así como os procedementos para os ensaios biolóxicos foron expostos no capítulo 2. Todos os ensaios se realizaron por duplicado.

A maiores do cilindro empregado na mostraxe (ver Figura 2.13, Capítulo 2) empregáronse material auxiliar para o mostraxe, recollida e almacenamento de mostras, como culleres de aceiro inoxidable e de plástico, coadores de distinta malla, cepillos, luvas, bandexas de plástico, botes de plástico de 2 L, probeta de 1 L e cubos de plástico de 10 L e vasos tamén de plástico.

Os puntos de mostraxe para os humidais FHSS son os que se describen a continuación na Figura 7.1.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

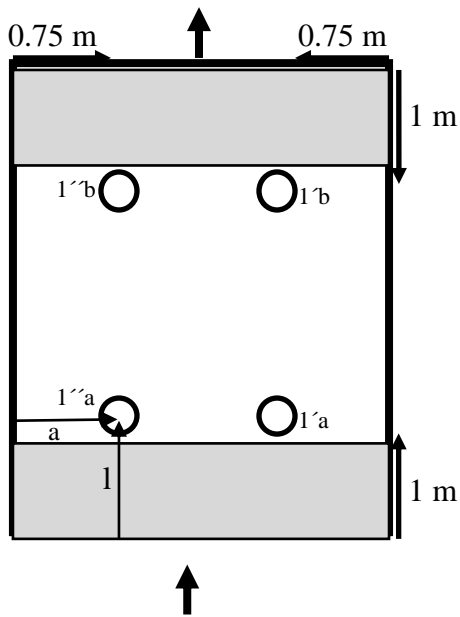
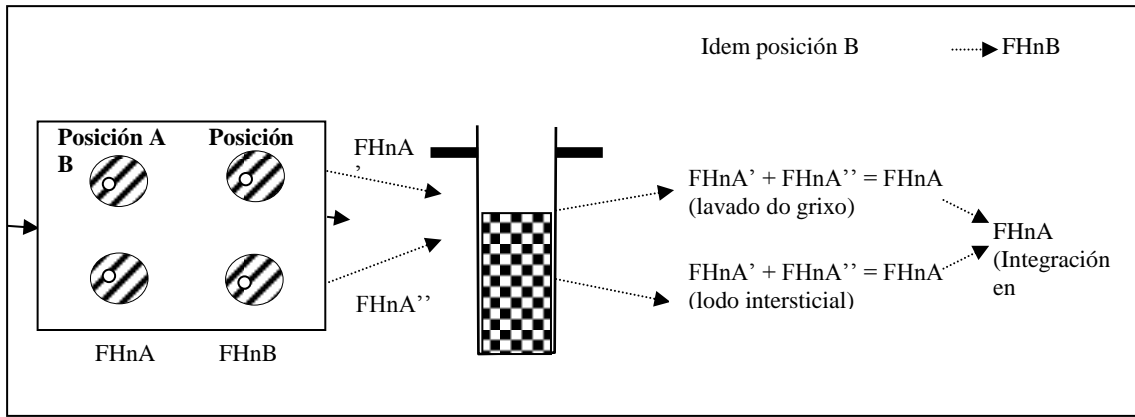


Figura 7.1. Puntos de mostraxe para o humidal FHSS1.

Para proceder á toma de mostra nos FHSS seguirase o procedemento experimental especificado en detalle no Capítulo 2 exemplificando como o primeiro punto de mostraxe o 1'a e o seguinte procedente tamén da cabeceira do humidal como 1''a e así sucesivamente, de xeito que mediante mestura e cuarteo obtense unha mostra de grava de cada dous puntos (25% do total) que se pasa a un cubo e se cubre con efluente do humidal para evitar a osixenación e proceder ao seu lavado, eliminando a grava lavada e quedando co lodo, que constituirá mostra FHnA (para o caso de 1á e 1''a) de lavado da grava. De igual xeito se procederá con 1'b e 1''b, obtendo a mostra FHnB de lavado da grava. Da mesma maneira seguindo o procedemento especificado no Capítulo 2 obterase unha mostra de FHnA de liquido intersticial e outra de FHnB. Este procedemento realizarase en tódolos FHSS coa conseguente nomenclatura 2a, 2b, 3a, 3b...e así sucesivamente.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

En total foron dúas as campañas realizadas para a estimación de biomasa en Humidais Construídos de Fluxo Horizontal (Campaña 1, días 526 e 529 de operación, abril 2011; Campaña 2: día 831 de operación, febreiro de 2012) con obxecto de establecer a súa relación coa colmataxe do medio, con axuda doutros estudos tamén relacionados como é a *Conductividade Hidráulica*. O método para a determinación de conductividade hidráulica foi descrito en detalle no Capítulo 2 do presente traballo.

As medidas de conductividade realízanse todas no mesmo día e nos puntos sinalados na Figura 7.2 para cada humidal sen que estes coincidan cos puntos exactos de toma de mostra para os ensaios de biomasa. En cada punto faranse dous duplicados estando estes lixeiramente separados constituíndo un punto maior como se amosa na Figura 7.2. O cilindro para dita medida somérxese nun total de 15 cm na grava con auga (retirando previamente os 5 cm aprox. de grava superficial) ata a marca sinalada no mesmo, a sonda de medida ponse en contacto coa grava e a auga e sobre o cilindro vértense os litros necesarios de auga ata acadar a altura máxima do cilindro coa maior rapidez posible. A sonda emite un pulso que relaciona a presión exercida pola columna da auga que vai diminuíndo co tempo, en función da conductividade hidráulica do medio filtrante, desta forma podemos determinar dita conductividade. Para cada punto obteranse pois dúas réplicas ou dous pulsos dos que se obterá o valor medio. O obxectivo fundamental deste análise consiste en relacionar a conductividade hidráulica do medio coa colmataxe do mesmo e os resultados obtidos nos ensaios de biomasa tal e como se comentaba anteriormente.

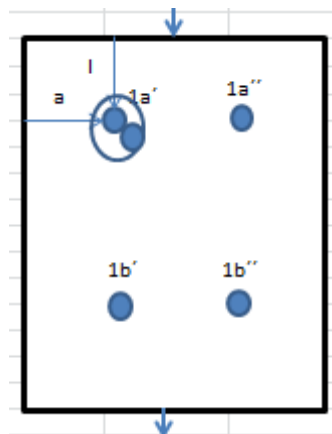


Figura 7.2. Puntos de medida de conductividade hidráulica.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

7.3.2- Emisións de metano e outros gases de efecto invernadoiro en Humidais Construídos.

7.3.2.1- Equipo de captación de emisións gasosas e mostraxe “in situ”

Para recoller os gases emitidos dende o humidal e poder medir as taxas de emisión, utilizáronse campás de plástico de forma tronco-cónica (ver Figura 2.9 en Capítulo 2), situadas en diferentes puntos da superficie dos humidais.

Unha vez instaladas as campás nos humidais, vanse recollendo mostras do gas acumulado en cada campá durante un período entre 1 e 4 días, para determinar a variación na composición e na concentración dos gases de efecto invernadoiro, neste caso metano e dióxido de carbono (a mostraxe está explicada en detalle no Capítulo 2)

A distribución das campás nos humidais horizontais de fluxo subsuperficial (FHSS) debe ser a ilustrada na Figura 7.3.

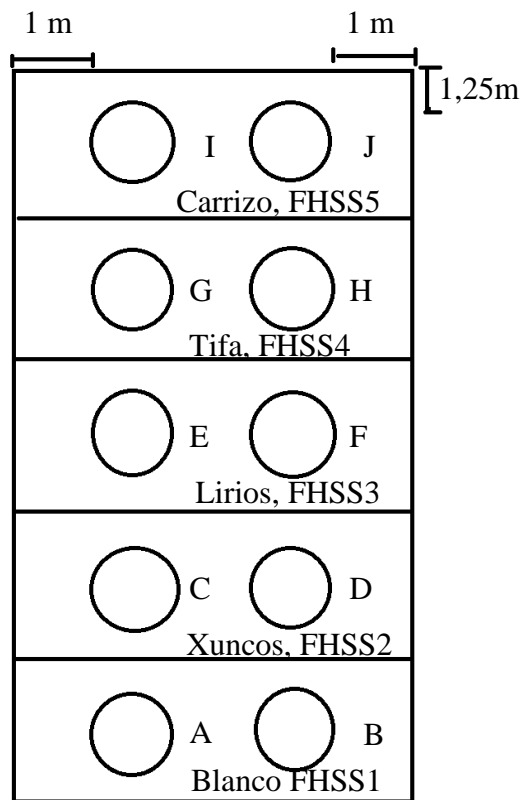


Figura 7.3. Distribución das campás nos humidais.

A colocación das mesmas será a indicada enriba de xeito que a súa distribución no humidal sexa aproximadamente simétrica. É importante tamén ter en conta que todas as campás, exceptuando as do humidal branco ou FHSS1 (sen planta), teñan planta no

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

seu interior. O volume ocupado pola planta descóntase do volume total da campá, para isto, o volume das plantas para cada punto é expresado en función da campá que ocupan por desaloxo dun volume de auga coñecido.

Para calcular a cantidade de gases de efecto invernadoiro producidos, é preciso determinar o volume da atmosfera confinada máis a taxa de emisión de metano segundo o procedemento e expresións detalladas no Capítulo 2.

7.4. Resultados obtidos

7.4.1- Acumulación de sólidos nos humidais construídos de fluxo horizontal.

Das dúas campañas de seguimento realizadas para a determinación de sólidos acumulados, a primeira delas foi realizada previo ó incremento da carga orgánica e próxima en temporalidade á quinta campaña de seguimento, mentres que a segunda foi realizada durante o incremento de carga orgánica mediante a adición de vinagre (ver Capítulo 4 do presente traballo) e próxima en temporalidade á sétima campaña de seguimento. Así pois, os parámetros máis significativos de operación para ámbalas dúas campañas son amosados na Táboa 7.1.

Táboa 7.1. Parámetros medios de operación para as dúas campañas de acumulación de sólidos.

Campaña	I	II
Datas	01 e 04/04/2011	31/01/2012
Días de operación	526 e 529	831
VCH (mm/d)	22,0±0,4	22,6±1,4
VCOS SST (g/m²d)	2,5±0,1	0,7±0,0
VCOS DQO (g/m²d)	4,9±0,1	6,7±0,4
VCOS DBO₅ (g/m²d)	3,2±0,1	4,4±0,3

Os parámetros de operación indicados corresponden aos datos de seguimento máis próximos dispoñibles.

Para a realización de ensaios das mostras de lodo resultantes da integración do lodo intersticial máis do obtido tralo lavado da grava é necesario ter en conta en cada punto a altura da auga para poder calcular a porcentaxe de lodo intersticial tomado con respecto á columna enteira de lodo e facer a integración coa cantidade correspondente do lodo de lavado da grava (representando este un 25% do total tras cuarteo) como se detallou anteriormente. A continuación as mostras son decantadas en refrixeración tomando nota en todo momento do volume retirado e polo tanto tendo constancia do volume restante.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

O primeiro análises a realizar é a determinación de Sólidos en Suspensión, fundamentalmente de maior importancia os Sólidos en Suspensión Volátiles (SSV) sendo estes o punto de partida para as análises posteriores. Os valores obtidos para SS tanto totais como volátiles por punto de mostraxe e tendo en conta as dimensións dos humidais son amosados na Figura 7.4 e 7.5, obténdose sempre unha maior densidade de sólidos nos puntos de cabeceira que nos de saída a excepción do contido en SST para os humidais FH1 e FH2 e dos SSV no humidal FH2. A porcentaxe de SSV sobre SST varía entre o 7 e o 9% aproximadamente.

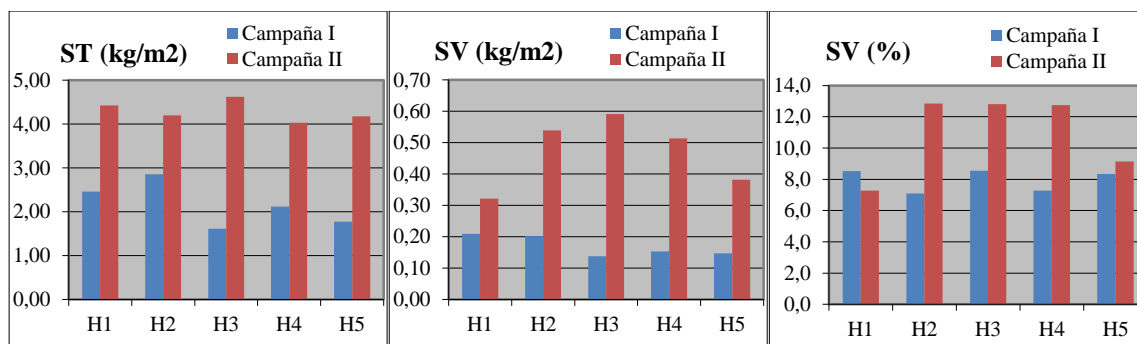


Figura 7.4. Acumulación de sólidos nas diferentes unidades FH por campaña (valores medios para cada humidal obtidos a partir de datos da zona de entrada e da zona de saída).

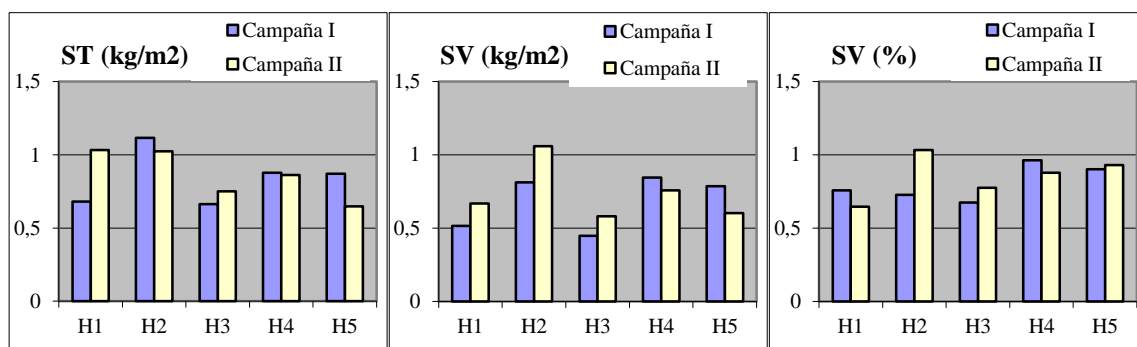


Figura 7.5. Relación de densidades Saída/Entrada (S/E) de sólidos acumulados por campaña.

Unha vez estimados os valores promedio de SSV dedúcese segundo as mencións feitas con anterioridade a cantidade de mostra a tomar para os ensaios de DQO (tendo entre 200-400 mg SSV en total) e estimando, polo tanto, factor de 1-2 gDQO/gSSV e de 0,05-0,25 DBO₅/SSV.

A variación do contido en sólidos na grava non segue un patrón de comportamento claro, xa que, mentres que na primeira campaña é o humidal sen vexetación (H1) e máis o humidal plantado con *Juncus effusus* (H2) os que maior

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

contidos en sólidos presentan, na segunda campaña é o humidal plantado con *Iris pseudacorus* (H3) xunto cos dous humidais anteriores os que maior contido de sólidos presentan. En tódolos casos o contido en sólidos retidos é maior na segunda campaña realizada, aspecto lóxico se se ten en conta que o tempo de funcionamento da planta depuradora tamén é superior, así como a operación a velocidades de carga orgánica superiores durante os últimos meses. O porcentaxe de sólidos volátiles con respecto ós sólidos totais foi reducida e moi uniforme durante a primeira campaña (7-8% SV) e aumentou para a segunda campaña nos humidais FH2, FH3 e FH4 (arredor do 13% SSV), mentres que para FH1 e FH2 mantívose nos valores anteriores.

As relacións Saída/Entrada para o contido en sólidos para cada humidal e por campaña ilustra claramente que o humidal H2 é o único que posúe unha maior acumulación de sólidos totais na Saída que na Entrada en ámbalas dúas campañas e a excepción dos sólidos volátiles durante a primeira campaña e a excepción tamén dos sólidos totais para H1 durante a segunda campaña no que a relación Saída/Entrada acada o valor de 1. No resto dos casos, a densidade de sólidos na zona de saída resulta aproximadamente do 70% da densidade na zona de entrada (ST) e algo inferior (50-70%) para SV, sen que estas relación varíen claramente da primeira á segunda campaña.

Para as diferentes mostras de sólidos acumulados determináronse varias propiedades, tais como a DQO, DBO5, DBOL (última), a biodegradabilidade anaerobia e a actividade metanoxénica. Os resultados para algúns destes parámetros, en relación co contido en sólidos (valores relativos) son expresados graficamente na Figura 7.6.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

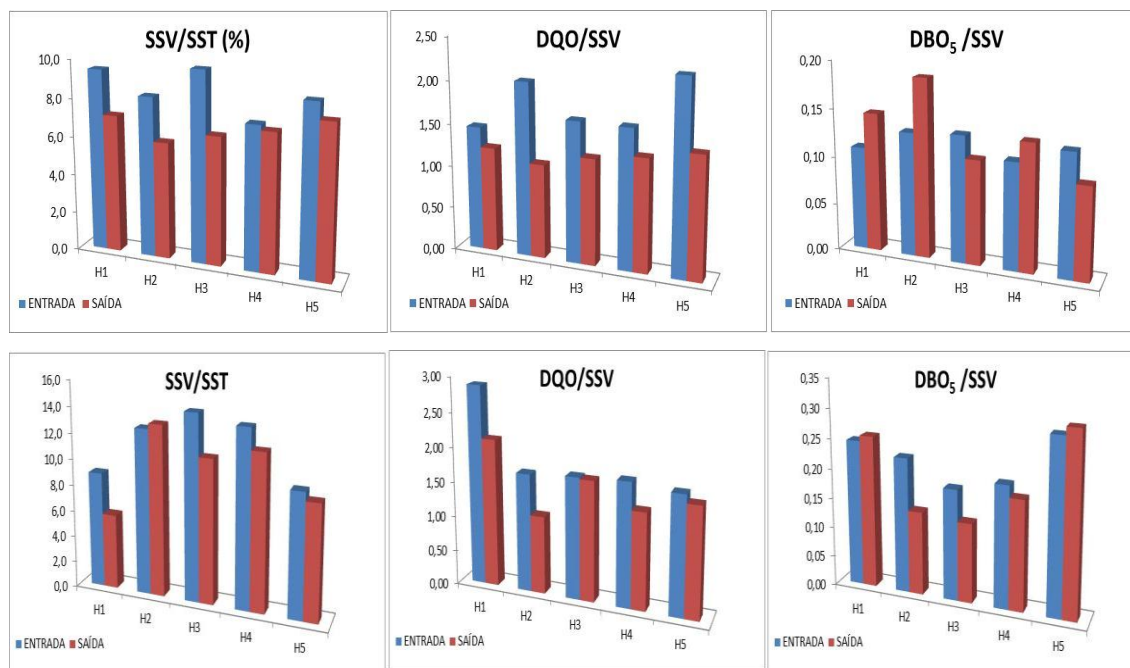


Figura 7.6. Características dos sólidos acumulados (Campaña I arriba e Campaña II abaixo).

A porcentaxe de sólidos en suspensión volátiles con respecto ós sólidos en suspensión totais é na meirande parte das veces superior nos valores de entrada dos humidais que nos de saída, se ben as diferenzas non son moi acusadas. Do mesmo xeito os valores de DQO (arredor de 1,5 gDQO/gSSV) son superiores nas mostras de entrada dos humidais que nas respectivas mostras de saída para cada humidal. Mais esta variabilidade nos se pode atribuír á DBO onde os valores obtidos non seguen patrón de comportamento algún. A diferenza entre ámbalas dúas campañas ponse de manifesto polo incremento da %SSV, como xa se indicou arriba, e polo incremento da biodegradabilidade aerobia dos sólidos acumulados (cociente DBO₅/SSV), que pasou de 0,10-0,15 a 0,15-0,30 gDBO₅/gSSV. Esta tendencia resulta lóxica, habida conta do da velocidade de carga orgánica na segunda campaña.

A DBO_L resultou proporcional ao contido en SSV, con valores de DBO_L/SSV de 0,57±0,06 gO₂/gSV na campaña I e 0,61±0,14 gO₂/gSV na campaña II. A DBO_L alcanzou o 39% da DQO (I) e 34% (II), mentres a DBO₅ alcanzou o 9% da DQO (I) e o 13% (II). Desta forma, a relación DBO₅/DBO_L pasou do 23% (I) ao 36% (II), indicando o maior contido en substrato facilmente biodegradable dos sólidos acumulados na campaña II.

As curvas de produción de CH₄ en ensaios de actividade metanoxénica para as mostras de entrada e saída dos humidais de fluxo horizontal é expresada nas Figuras 7.7

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

e 7.8, mentres a Figura 7.9 mostra os valores de actividade metanoxénica específica, obtida como a pendente das curvas de produción na zona de máxima produción. Acadándose maiores valores de produción de metano nas mostras de entrada dos humidais salvo para o humidal branco (sen vexetación) na primeira campaña ou para o humidal H4 prantado con Tifa na segunda campaña. Isto débese á presenza de maior concentración de substrato biodegradable nos lodos da zona de entrada que na de saída, como se comprobará abaixo nos ensaios de biodegradabilidade. O esgotamento do substrato facilmente biodegradable, correspondente maiormente ó acetato engadido no ensaio, ten lugar entre 5 e 10 días do inicio do experimento, no caso dos ensaios con lodos de entrada, que alén diso non rexistraron un tempo de latencia apreciable. Porén, no caso dos ensaios con lodos da zona de saída dos humidais, apreciouse un tempo de latencia duns 5 días, á vez que a utilización do substrato facilmente biodegradable se estendeu ata uns 17-20 días. Os resultados son moi similares na campaña I e na II, destacando unha maior presenza de substrato biodegradable nos sólidos da zona de entrada do humidal H2, máis notoria na campaña II.

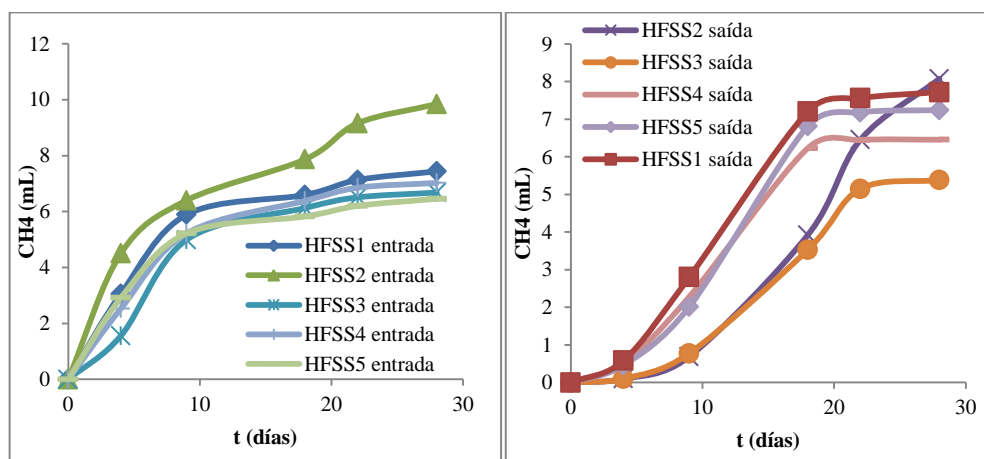


Figura 7.7. Metano xerado en mostras de entrada e saída dos HCFH en ensaios de act. Met., campaña I.

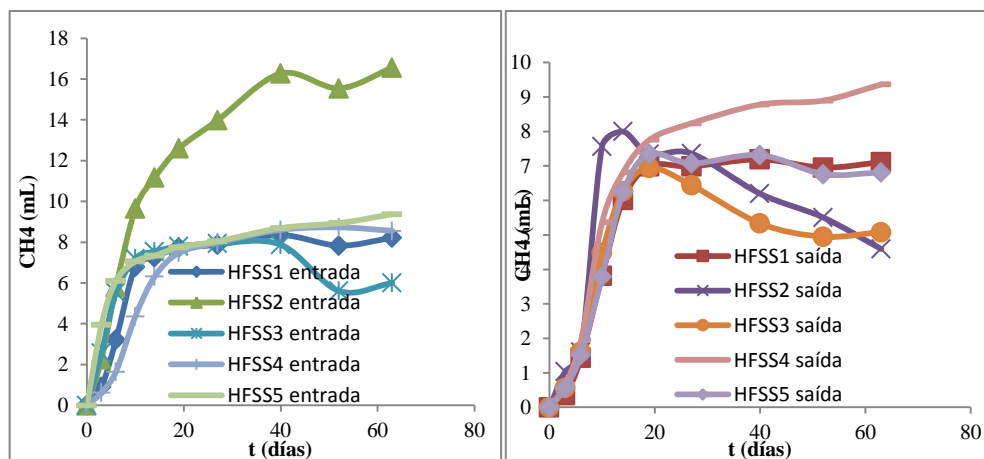


Figura 7.8. Metano xerado en mostras de entrada e saída dos HCFH en ensaios de act. Met., campaña II.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

Os valores de actividade metanoxénica acadados (Figura 7.9) atópanse no rango de 0.009-0.015 gDQO-CH₄/gSSV d para a primeira campaña e 0.008-0.018 gDQO-CH₄/gSSV d, que segundo os datos recollidos na Táboa 2.2 do Capítulo 2 do presente traballo son similares ós valores obtidos para os lodos dun tanque séptico. De xeito xeral os datos de actividade metanoxénica acadados son sempre superiores en mostras de cabeceira que de saída para un mesmo humidal –a excepción do humidal H4 durante a segunda campaña onde ambos valores son similares e máis baixos-, sendo os humidais H5 e H2 os de maior produción de metano, correspondentes á plantación con *Phragmites australis* e *Juncus effusus* respectivamente durante a primeira e segunda campañas e alén diso tamén cabe destacar o humidal H3 neste grupo tan só na segunda das campañas. Os resultados indican que non houbo diferenzas significativas entre as distintas unidades mais si entre as zonas de entrada e saída das unidades.

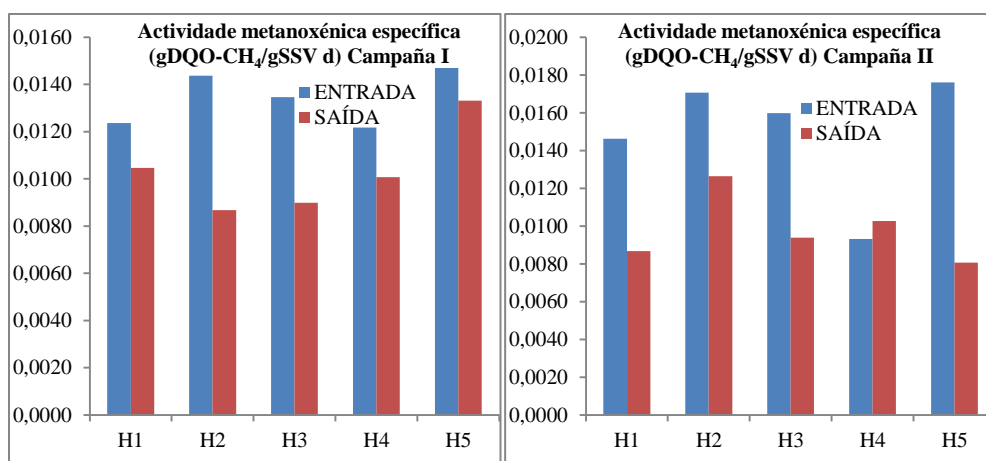


Figura 7.9. Datos de actividade metanoxénica específica por humidal e campañas.

As curvas de produción de CH₄, nos ensaios de determinación da biodegradabilidade anaerobia do lodo, para as mostras de entrada e saída dos humidais de fluxo horizontal móstrase na Figura 7.10, mentres que a Figura 7.11 mostra a produción final acumulada, en unidades de gDQO-CH₄/gSSV, o que denominamos biodegradabilidade anaerobia ou potencial metanoxénico do lodo. O patrón de comportamento é similar para ámbalas dúas campañas nas que se ve claramente que son os sólidos do humidal H2 na zona de entrada o que presenta unha maior biodegradabilidade anaerobia, en comparación con calquera das outras mostras. Así mesmo, a biodegradabilidade resulta maior en xeral nas mostras de entrada que nas de

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

saída, ó tempo no que é nestas nas que se aprecia unha maior variabilidade entre humidais.

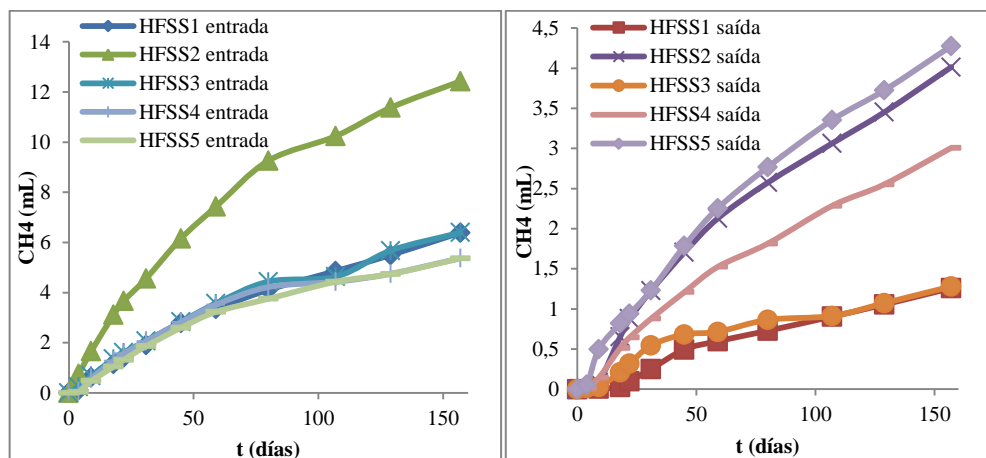


Figura 7.10. Metano xerado para as mostras de entrada e saída dos HCFH por BAD Campaña I.

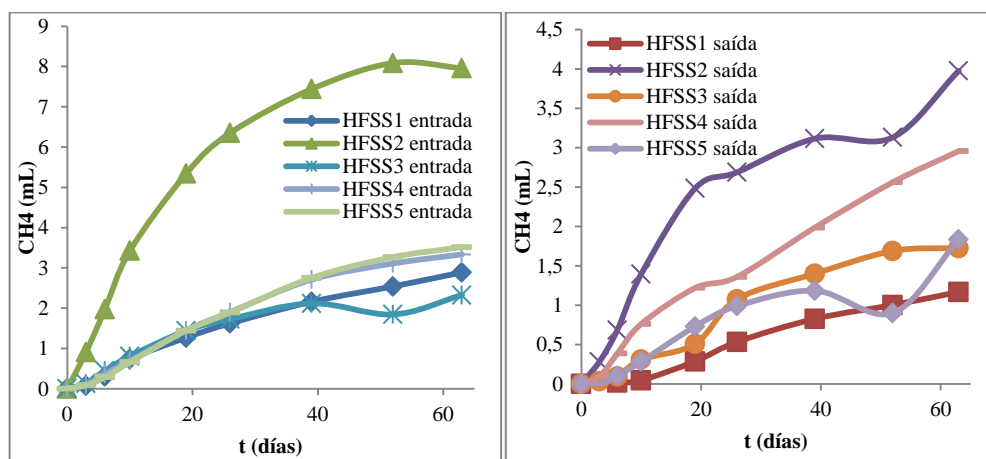


Figura 7.11. Metano xerado para as mostras de entrada e saída dos HCFH por BAD Campaña II.

Os valores da velocidade de biodegradación anaeróbica específica acadados (Figura 7.12 pendente na zona de máxima produción nos ensaios de biodegradabilidade) atópanse no rango de 0.0003-0.0024 gDQO-CH₄/gSSV d para a primeira campaña e de 0.0004-0.0060 gDQO-CH₄/gSSV d para a segunda campaña, sendo en tódolos casos valores moi inferiores (ao menos unha orde de magnitude) ós acadados para a actividade metanoxénica do lodo a partir do acetato. Isto indica que a etapa limitante na degradación anaerobia dos sólidos acumulados é a hidrólise e non a metanoxénese.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

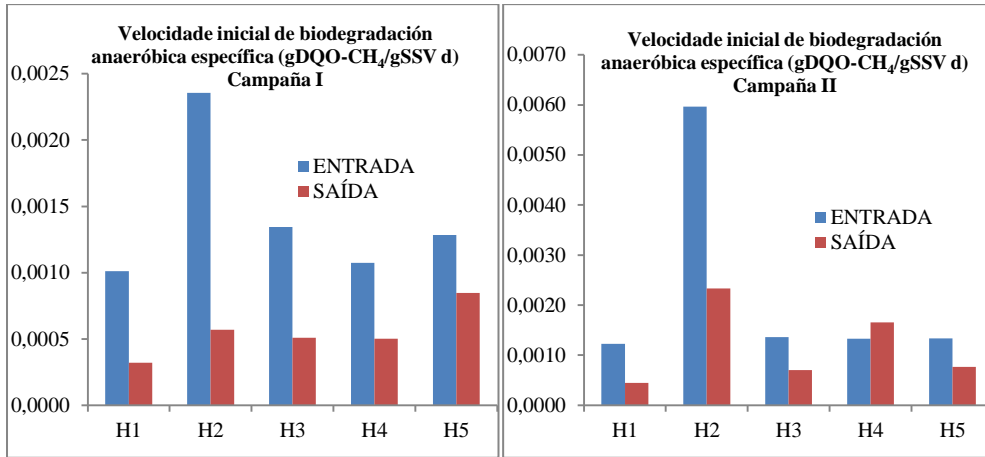


Figura 7.12. Velocidade inicial de biodegradación Anaerobia por humidal.

De igual modo que para os datos de actividade metanoxénica os maiores valores acadados de biodegradabilidade anaerobia (Figura 7.13) son obtidos nas mostras de cabeceira fronte ás de saída de cada humidal, a excepción novamente do humidal H4 onde o valor obtido á saída supera ó obtido para a entrada do citado humidal. Porén, destacan pola súa superioridade os valores de biodegradabilidade anaeróbica específica obtidos na mostra de cabeceira do humidal FH2 plantado con *Juncus effusus*.

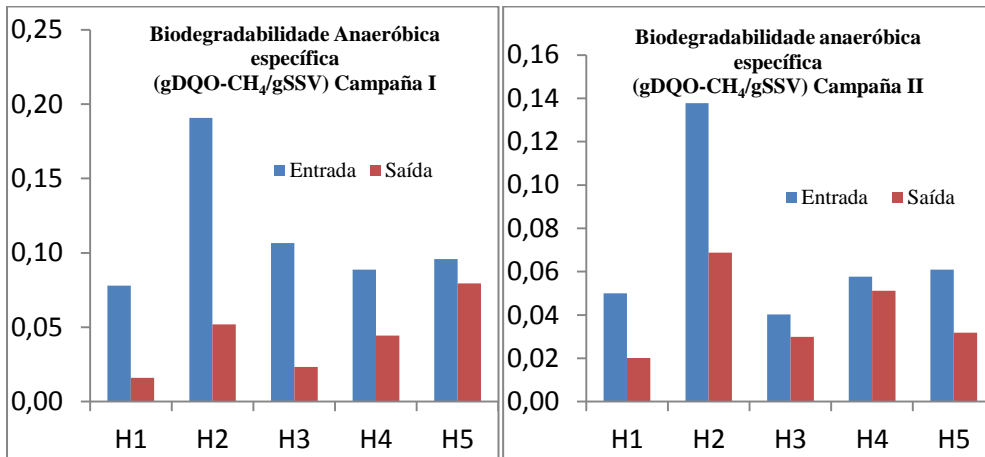


Figura 7.13. Biodegradabilidade Anaerobia dos sólidos acumulados no humidal.

En conclusión, a degradabilidade anaerobia da materia orgánica en mostras de cabeceira é maior que nas de saída, para tódolos humidais, e o mesmo ocorre coa actividade metanoxénica, o que é indicativo dun maior contido en substrato e en bacterias metanoxénicas nas zonas de entrada, a excepción do humidal H4 na campaña II como se comentaba anteriormente. Obsérvase tamén que nos restantes casos séguese o mesmo patrón de comportamento en ámbalas dúas campañas.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

A continuación resumimos os resultados xunto coa análise estatística dos mesmos. A análise de varianza de dous factores con unha soa mostra por grupo na campaña I, para cada cada parámetro nas 5 unidades FH, indica que hai diferenzas significativas entre os valores para a zona de entrada e de saída na maioría dos parámetros mais non entre unidades. Na campaña II mantéñense as diferenzas entrada-saída nos mesmos parámetros, e aparecen diferenzas significativas entre unidades para algún dos parámetros. Na Táboa 7.2 móstranse os valores medios para entrada e saída por campañas, xunto coas probabilidades para a varianza entre unidades e para a varianza entrada-saída. Cando analizamos as medias para as campañas I e II (ANOVA de dous factores con unha soa mostra por grupo), obtemos diferenzas significativas entre campañas para diversos parámetros, mais non entre unidades (coa excepción da biodegradabilidade anaerobia; Táboa 7.2).

Táboa 7.2. Análise de varianza dos diferentes parámetros: comparación entrada-saída, campaña I-campaña II e entre unidades.

	ST (kg/m ²)	SV (kg/m ²)	%SV	DQO (g/gSSV)	DBO ₅ (g/gSSV)	AM ^a	BDA ^b
Campaña I							
Entrada	2,34	0,20	8,7	1,80	0,122	0,0134	0,112
Saída	1,98	0,14	7,0	1,26	0,134	0,0103	0,043
p Unidades	0,084	0,276	0,501	0,368	0,560	0,316	0,347
p E-S	0,163	0,033	0,028	0,018	0,519	0,021	0,029
Campaña II							
Entrada	4,64	0,54	11,7	1,96	0,229	0,0149	0,069
Saída	3,95	0,40	10,1	1,58	0,208	0,0098	0,040
p Unidades	0,866	0,135	0,021	0,036	0,046	0,534	0,069
p E-S	0,145	0,055	0,079	0,053	0,305	0,042	0,059
Media I	2,16	0,170	7,9	1,53	0,128	0,0119	0,078
Media II	4,29	0,470	10,9	1,77	0,219	0,0124	0,055
p Unidades	0,681	0,666	0,726	0,791	0,721	0,333	0,007
p I-II	0,002	0,007	0,086	0,386	0,032	0,592	0,016

Notas: ^agDQO-CH₄/gSSV·d); ^bgDQO-CH₄/gSSV. Non se inclúe a velocidade inicial de biodegradación anaerobia, xa que o seu comportamento resulta similar ao da AM.

Estes resultados indican que as diferenzas entre unidades son só puntuais. Empregando todos os datos dispoñíbeis para cada unidade, a análise de varianza de un factor por pares indica que só aparecen diferenzas no caso da BDA, cuxos valores son maiores en FH2 en comparación con FH1 e FH3 (p=0,03). Agora, utilizando as medias

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

para as campañas I e II, a BDA en FH2 é significativamente maior que en FH1, FH3 e FH4.

As principais diferenzas entre unidades aparecen só para a campaña II. Nesta campaña, algunhas unidades mostran diferenzas en densidade de sólidos volátiles, %SSV, DQO, DBO₅ e DBA a nivel $p < 0,1$. Así, en kgSV/m^2 só FH1 é inferior a FH2. En %SSV, FH2 e FH4 son maiores que FH1 e FH5. En DBO₅ resulta FH5 maior que FH1, FH3, FH4, e FH1 maior que FH3 e FH4. En canto á BDA obtense só en FH4 é maior que en FH3, pero a diferenza de FH2 coas restantes non é significativa.

En resumo, as únicas diferenzas salientábeis entre unidades son unha maior biodegradabilidade anaerobia dos sólidos acumulados en FH2 ($0,11 \text{ gDQO-CH}_4/\text{gSSV}$) fronte ás demais unidades (no rango de $0,04\text{-}0,07 \text{ gDQO-CH}_4/\text{gSSV}$) en ambas campañas, e algunhas diferenzas adicionais na campaña II, como unha maior biodegradabilidade aerobia en FH5 ($0,3 \text{ gDBO}_5/\text{gSV}$) fronte ás demais unidades (rango de $0,17\text{-}0,25 \text{ gDBO}_5/\text{gSV}$). Non se atoparon diferenzas significativas en densidade de ST e SV acumulados, DQO dos sólidos ou actividade metanoxénica dos sólidos acumulados. Porén, observáronse diferenzas significativas entre os valores obtidos para as zonas de entrada e saída de todos os parámetros agás densidade de ST e DBO₅, así como entre os valores obtidos na campaña I e na Campaña II agás na DQO e na actividade metanoxénica dos sólidos.

Como podemos concluír a partir dos datos da Táboa 7.2, a densidade de sólidos acumulados aumenta co tempo e coa velocidade de carga orgánica, pasando de $2,2 \text{ kgST/m}^2$ ($0,17 \text{ kg SV/m}^2$) na campaña I a $4,3 \text{ kgST/m}^2$ ($0,47 \text{ kg SV/m}^2$) na campaña II. Tendo en conta que a mostraxe para a primeira campaña tivo lugar o día 530 de operación da planta, e as segunda o día 837, obtemos que a velocidade de acumulación de ST foi de $1,5 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{ano}$ ($0,12 \text{ kgSV/m}^2 \cdot \text{ano}$) no primeiro período (de baixa carga) e de $2,5 \text{ kg ST/m}^2 \cdot \text{ano}$ ($0,36 \text{ kgSV/m}^2 \cdot \text{ano}$) no segundo período (maior velocidade de carga). O incremento da acumulación de SV é máis acusado que o de ST, de tal forma que a %SV aumenta desde o 8% (campaña I) ao 11% (campaña II).

No que respecta ás características dos sólidos, aumenta a biodegradabilidade aerobia, pasando de $0,13$ a $0,22 \text{ gDBO}_5/\text{gSV}$, para as campañas I e II respectivamente, mais diminúe a biodegradabilidade anaerobia, desde $0,078$ a $0,055 \text{ gDQO-CH}_4/\text{gSSV}$. Por último, a actividade metanoxénica mantívose constante en $0,012 \text{ gDQO-CH}_4/\text{gSSV} \cdot \text{d}$.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

7.4.2- Cuantificación da biomasa vexetal aérea xerada en cada unidade.

A determinación de biomasa vexetal aérea xerada realizouse en dúas campañas (Campaña I, 11/03/2011, día 505 de operación; Campaña II, 09/01/2012, día 809 de operación), coincidindo co período de caída das follas e morte das plantas, no caso das especies de ciclo anual. Porén, estes tempos corresponden ao inicio do seguimento da operación dos humidais, mentres que a plantación tñase feito na primavera de 2009 xunto co inicio da alimentación de auga residual á planta. Desta forma, a primeira sega (campaña I) tivo lugar tras os dous primeiros anos da plantación, e a segunda (campaña II) tras 3 anos da plantación.

En cada campaña procedeuse á sega das plantas, con coidado de non arrincar as raíces. Na primeira campaña, os lirios xa estaban rebrotados, polo que se realizou só a poda e recollida de talos follas secas, así como dos restos xa caídos sobre o grixo, mais evitando cortar biomasa viva. No caso dos xuncos, que presentan un ciclo plurianual e sempre contan con parte das plantas vivas, procederáse á sega total, tanto das partes secas como verdes. O carrizo e a tifa atopábanse en ambas campañas en época de non actividade, polo que toda a biomasa aérea estaba seca. Deste xeito podemos cuantificar a xeración de biomasa en cada unidade. Os resultados preséntanse na Táboa 7.3. A vexetación segada retirouse fora dos humidais.

Táboa 7.3. Xeración de biomasa aérea nas diferentes unidades FH

Unidade	FH2		FH3		FH4		FH5	
	I	II	I	II	I	II	I	II
Biomasa Total (kg/m ²)	5,99	5,71	0,75	0,81	1,96	1,54	0,48	0,79
Biomasa Seca (kgST/m ²)	2,33	1,89	0,51	0,29	0,76	0,68	0,31	0,45
Materia orgánica (kg SV/m ²)	2,23	1,80	0,49	0,28	0,73	0,66	0,31	0,44
Materia orgánica (kg SV/m ² ·ano)	1,12	1,80	0,25	0,28	0,37	0,66	0,16	0,44
ST (%)	38,9	33,1	68,0	35,8	38,8	44,2	64,6	57,0
SV (%ST)	95,7	95,2	96,1	96,6	96,1	97,1	100,0	97,8

Nas Figuras 7.14 e 7.15 preséntanse unha serie de fotografías da evolución e situación da vexetación en cada unidade en diferentes momentos. Con respecto á biomasa total os valores obtidos son concordantes co esperado, posto que xa a inspección visual permitía considerar unha maior obtención de biomasa para FH2 (Xunco) xa que era o máis densamente poboado. O seguinte humidal en densidade, como tamén se apreciaba visualmente, foi o FH4 (tifa). FH3 e FH5 eran os menos

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

poboados, de xeito que os resultados parecen concordar de xeito adecuado tanto nunha como noutra campaña.



Figura 7.14. Senescencia das especies vexetais coa chegada do outono por humidal.



Figura 7.15. Evolución das especies vexetais trala sega coa chegada da primavera e verán por humidal.

A biomasa segada en cada unidade presenta un contido variable en sólidos totais (e por tanto en auga), no rango do 33 ao 68% de ST, que é función tanto do estado vexetativo da especie como da situación meteorolóxica no momento inmediatamente anterior á sega. Porén, o contido en sólidos volátiles sobre masa seca resultou sempre superior ao 95%, cunha media do $96,8 \pm 1,5\%$.

A densidade de biomasa, expresada en kg SV/m^2 , foi superior na campaña I en relación coa campaña II, agás no humidal FH5, debido a que na campaña I segouse a biomasa acumulada durante os dous primeiros anos. Os datos correspondentes á unidade FH5, plantada con carrizo, reflicten o peor enraizamento desta especie e o

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

reducido crecemento durante os dous primeiros anos. A plantación fíxose con rizoma e talos vivos con rizoma, ao igual que no caso das demais especies, e os resultados indican que é a especie que peor responde á plantación con rizoma. De feito, reforzouse na segunda primavera a plantación desta unidade para favorecer a colonización aínda deficiente.

A produtividade, expresada en $\text{kgSV}/\text{m}^2 \cdot \text{ano}$, aumenta en todos os casos desde a campaña I á II. O menor incremento produciuse no caso dos lirios, que pasou de 0,25 a 0,28 $\text{kgSV}/\text{m}^2 \cdot \text{ano}$, mostrando unha situación case estacionaria á vez que a menor produtividade de todas as especies. Desde a campaña I á II, os xuncos incrementaron a produtividade anual nun 61%, as tifas nun 81% e os carrizos nun 184%. Estes datos xunto coa inspección visual máis continuada, suxiren que tanto os lirios como os xuncos alcanzaron ao terceiro ano a súa máxima produtividade, mentres tifas e sobre todo carrizos puideron alcanzar valores máis elevados en anos posteriores. Desta forma, a produtividade máxima en estado estacionario corresponde aos xuncos, con 1,8 $\text{kgSV}/\text{m}^2 \cdot \text{ano}$, e a mínima aos lirios, con 0,3 $\text{kgSV}/\text{m}^2 \cdot \text{ano}$, situándose nunha posición intermedia e moi parecida entre si as tifas e os carrizos.

7.4.3- Condutividade hidráulica e porosidade drenable.

Trala realización dos estudos de biomasa levados a cabo son realizadas medidas de condutividade hidráulica (dúas campañas cun ano de funcionamento a maiores na segunda campaña e con respecto á primeira) coa metodoloxía detallada con no Capítulo 2. Os datos obtidos son ilustrados nas Figuras 7.16 e 7.17 amosando en primeiro lugar os datos obtidos en ámbolos dous puntos de entrada e máis ámbolos dous puntos de saída para cada humidal, así, EE significa entrada esquerda, ED entrada dereita, SE saída esquerda e SD saída dereita. Os valores medios acadados son ilustrados a continuación.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

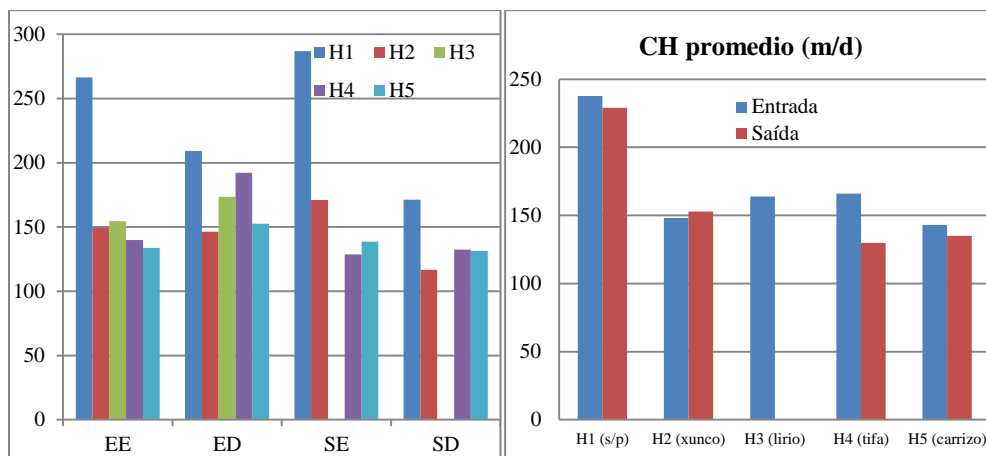


Figura 7.16. Datos por localización e valores medios de conductividade hidráulica (CH) por humidal, Campaña I.

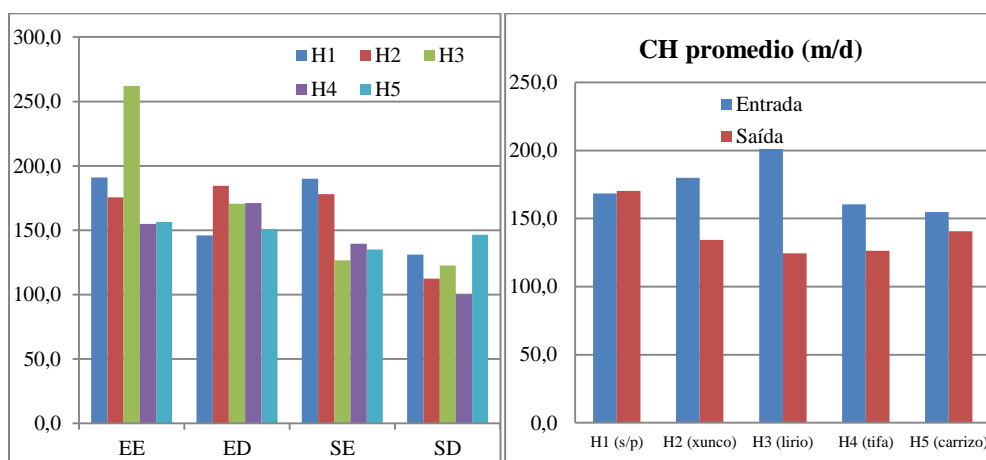


Figura 7.17. Datos por localización e valores medios de conductividade hidráulica (CH) por humidal, Campaña II.

A excepción dos datos para o humidal H3, do que non se puideron facer as medidas correctamente para a primeira campaña, parece que en tódolos casos a conductividade hidráulica en cabeceira é similar ou incluso lixeiramente superior á de saída contrariamente ó que cabería esperar se se supón colmataxe do leito. Isto permite establecer que os humidais tras case tres anos de funcionamento non presentan problemas asociados á colmataxe do leito. Por outra banda parece que o na primeira campaña humidal branco, H1, posúe maior conductividade que calquera dos que teñen vexetación polo que parece que o enraizamento das especies vexetais dificulta a conductividade como cabe esperar xa que minimiza o espazo libre de circulación da auga. Este feito estaría de acordo cos resultados dun recente estudio [25]. Porén, durante a segunda campaña obsérvase unha diminución importante da conductividade hidraúlica do humidal H1 tanto na Entrada como na Saída, efecto que pode vir asociado por unha maior colmataxe do leito co tempo de funcionamento. Entre os humidais plantados non se poden establecer diferenzas significativas en función da especie vexetal.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

A análise de varianza dos datos en conxunto indica que a CH na zona de saída é significativamente menor que na zona de entrada ($p=0,027$), mentres as diferenzas entre a campaña I e II non son significativas ($p=0,655$). Así mesmo, non se atoparon diferenzas entre unidades plantadas ($p=0,404$), mentres que a unidade sen plantas presentou valores de CH superiores a FH4 e FH5 (a un nivel de probabilidade $p=0,1$). De acordo con isto, as condutividades medias resultaron de 203 ± 49 (FH1 Entrada), 166 ± 8 (FH1 Saída), 159 ± 13 (FH con plantas Entrada), e 136 ± 19 (FH con plantas Saída).

Ó final do estudo, día 900 de operación, procedeuse á determinación da porosidade do substrato por drenaxe ou baleirado dos humidais. Esta drenaxe realizouse a unha velocidade lenta, inferior a 4 L/min, co obxectivo de non provocar arrastre de sólidos en suspensión. Antes de iniciarse a drenaxe, medíronse as alturas de auga en 4 puntos de cada unidade, que resultou nunha media de $28,8\pm 2,3$ cm. A continuación drenáronse as unidades durante 3 horas, aproximadamente, e mediuse o volume evacuado así como as novas alturas nos mesmos puntos dos humidais, que resultou nunha media de $17,4\pm 2,2$ cm. A continuación reanudouse a drenaxe por outras tres horas, medíndose de novo o volume evacuado e as novas alturas acadadas, que agora resultaron nunha media de $9,6\pm 2,6$ cm. Desta forma, a caída media de altura de auga na primeira drenaxe foi de 11,4 cm e na segunda de 7,8 cm. Estas alturas, combinadas coa superficie dos humidais (12 m^2) permítenos calcular os volumes de substrato drenados. O cociente entre os volumes medidos e os volumes de substrato drenados danos a porosidade drenábel no momento de realizar esta medición, e que podemos comparar coa porosidade inicial do substrato, establecida en 39,3%.

Os resultados obtidos móstranse na Figura 7.18. No segundo horizonte obtense unha porosidade maior que a inicial, o que podería deberse a unha estratificación da rizosfera e do propio substrato nestas unidades. Os valores medios de porosidade tras 2,5 anos de operación, resultaron do 32-33% para FH1, FH2 e FH5, e do 34-35% para FH3 e FH4. En relación á porosidade inicial, rexistráronse perdas de porosidade do 6-7% (FH1, FH2, FH5) e 4-5% (FH3, FH4). Esta perda de porosidade pode considerarse relacionada coa acumulación de sólidos orgánicos e a retención de auga que os acompaña. As perdas de porosidade poden considerarse reducidas, polo que son congruentes cos elevados valores de condutividade hidráulica rexistrados.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

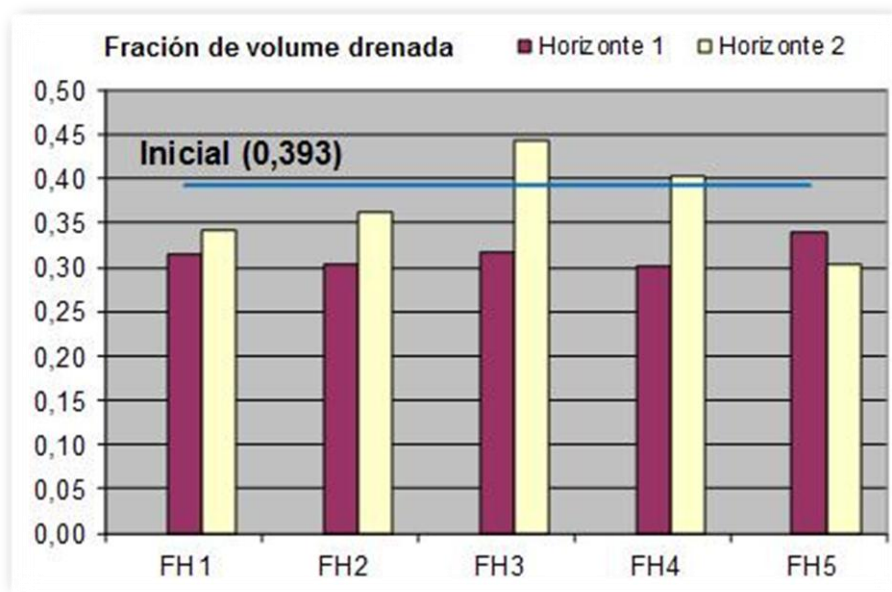


Figura 7.18. Porosidade drenable no horizonte superior (1: primeiros 11,4 cm de auga), e no seguinte horizonte (2: seguintes 7,8 cm de auga).

7.4.4- Emisións de gases de efecto invernadoiro.

As dúas primeiras campañas de emisión de gases de efecto invernadoiro realizadas foron feitas antes e despois da sega das materia vexetal con obxecto de establecer conclusións a cerca do efecto da biomasa vexetal nas emisións. Ámbalas dúas campañas xunto coa terceira foron realizadas previo ó incremento de carga orgánica (adición de vinagre), mentres que a cuarta foi realizada durante os primeiros días de incremento de carga orgánica e a quinta e sexta durante a etapa de adición con obxecto de establecer conclusións do efecto do incremento da carga orgánica na emisión de gases de efecto invernadoiro. Así pois, os parámetros máis significativos de operación para tódalas campañas son amosados na Táboa 7.4.

Táboa 7.4. Parámetros medios de operación para as cinco campañas de emisión de gases.

Campaña	I	II	III	IV	V	VI
Datas	01-04/03/ 2011	15-18/03/ 2011	28-30/06/ 2011	04-06/10/ 2011	14-16/12/ 2011	28-30/03/ 2012
Días de operación	495-498	509-512	614-616	712-714	783-785	888-890
*T^a media (°C)	9,4±0,5	11,0±0,3	17,4±0,9	18,7±0,2	12,4±1,1	16,3±0,4
*T^a max (°C)	12,2±0,8	13,0±1,8	20,6±1,4	22,5±0,9	15,3±1,0	22,8±1,3
VCH (mm/d)	23,4±1,5		22,0±0,4	22,4±0,6		22,6±1,5
VCOS SST (g/m²d)	2,0±0,5		2,5±0,0	1,0±0,0		0,7±0,0
VCOS DQO (g/m²d)	5,3±0,3		4,9±0,1	7,7±0,2		6,7±0,4
VCOS DBO (g/m²d)	2,4±0,8		3,2±0,1	5,0±0,1		4,4±0,3

Nota: A VCOS en IV foi superior ao valor indicado e en V foi inferior, en aproximadamente un 20%. O s parámetros de operación indicados corresponden aos datos de seguimento máis próximos dispoñibles.

*Os datos de temperaturas medias e máximas diarias foron recollidos de www.meteogalicia.es

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

Os valores de temperatura media correspóndense ós valores medios de temperatura do influente dos cinco humidais horizontais no momento da realización das campañas de emisións de gases. Os valores de VCH e máis VCOS son valores medios obtidos das campañas de seguimento realizadas en función das datas de realización das campañas de emisións, así pois a primeira e segunda campañas foron realizadas entres dúas campañas de seguimento ó igual que ocorre no caso da terceira e cuarta campaña e é por iso que para cada parella existen só uns valores medios. Os valores medios de temperatura denotan claramente a época do ano de realización das campañas como se pode observar en comparación coas datas de operación. Os valores de VCH son practicamente invariables ó longo da realización das campañas de emisión, porén, os valores de VCOS denotan claramente o comezo e seguimento do incremento da carga orgánica durante a IV, V e VI campañas de emisións resultante nos correspondentes incrementos de VCOS en DQO e DBO.

Campañas de baixa carga orgánica (I, II e III).

Na campaña I obsérvase unha correlación entre as emisións de CH₄ e CO₂ ($R^2 = 0.75$) mentres que nas Campañas II e III xa non existe correlación entre as emisións de CH₄ e CO₂. Durante a campaña I son os humidais de Xuncos e Lirios as que maiores emisións posúen mentres que durante a campaña II os humidais de Tifas e de Carrizos pasan a ser as balsas que máis CH₄ emiten, sendo tamén as balsas de Xuncos e Lirios as de maiores emisións para CO₂. O que ocorre é que si diminuíron as emisións de todos os humidais con respecto á Campaña I a excepción de Tifas para emisións de metano e Carrizos para emisións de dióxido de carbono. No caso do CO₂, todas as balsas emiten cantidades similares despois que antes da sega, agás a de xuncos, que reduciu as emisións de CO₂ á metade, aspecto lóxico se se ten en conta que era tamén a que máis densamente poboada estaba. En ámbalas dúas campañas as emisións da unide sen vexetación son as menores. Porén, a unidade sen vexetación é a que máis emisións de metano posúe durante a Campaña III e tamén unha das que máis emisións de dióxido de carbono, xunto coa balsa de lirios, posúe.

En resumo, as unidades con planta emitían 126 (57-215) mg CH₄/m² d antes e 66 (21-119) mg CH₄/m² d despois da sega, mentres a unidade sen plantar emitía 37 e 17 mg CH₄/m² d, respectivamente. Xa na terceira campaña, as unidades con planta emitían 584(308-903)mg CH₄/m² d, mentres a unidade sen planta emitía 1025mg CH₄/m² d . As emisións das dúas primeiras campañas son baixas en comparación coas da terceira

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

campaña. As emisións de CH₄ durante a Campaña I resultaron máis elevadas á saída que á entrada, agás no caso dos Carrizos. Porén, na Campaña II xa só se mantiveron máis altas na unidade con Lirios.

No que respecta ás emisións de CO₂, as unidades con planta emitían 2959 (865-6239) mg CO₂/m² d antes, descendendo despois a 2078 (1090-2758) mg CO₂/m² d, pola caída observada na balsa de Xuncos fundamentalmente. Esta presentaba na campaña de antes da sega unhas emisións de CO₂ considerablemente elevadas, confrontándose coa balsa de Carrizos, que presentaba as menores emisións e que sigue sendo tamén as que menores emisións presenta despois da sega. Comparativamente, as emisións de CO₂ na unidade sen plantas foron moi inferiores, de 663 mg CO₂/m² na campaña I e 482 mg CO₂/m² na campaña II. Durante a terceira campaña as unidades con planta emitían 4647 (2582-7106) mg CO₂/m² d, mentres a unidade sen plantar emitía 5005 mg CO₂/m² d.

As emisións tanto para metano como para dióxido de carbono son moi superiores para esta terceira campaña que con respecto ás campañas anteriores, exceptuando o caso da unidade con xuncos xa que mentres que nas campañas anteriores era o que posuía as maiores emisións nesta última campaña parece ser o que posúe emisións menores.

De forma xeral, as maiores emisións poden estar relacionadas coas altas temperaturas acadadas e o desenvolvemento de biomasa metanoxénica durante os meses de primavera e comezo do verán, xunto coa existencia de substrato orgánico acumulado e non mineralizado durante o inverno.

Táboa 7.5. Resultados para emisións de CO₂ e CH₄ nos distintos FHSS para baixa carga orgánica.

	Campaña I		Campaña II		Campaña III	
	(mg CH ₄ /m ² d)	(mg CO ₂ /m ² d)	(mg CH ₄ /m ² d)	(mg CO ₂ /m ² d)	(mg CH ₄ /m ² d)	(mg CO ₂ /m ² d)
HUMEDAL						
SEN PLANTAS	37,1±29,0	663,1±100,8	17,4±19,0	482,3±307,4	1025,0±148,2	5005,1±969,8
XUNCOS	214,8±102,8	6237,8±5092,9	39,6±38,2	2758,1±17,6	308,1±118,6	2581,8±30,6
LIRIOS	139,3±192,7	2431,9±3320,1	21,4±19,6	2324,1±1972,0	755,9±410,6	7105,2±1762,2
TIFAS	57,2±51,8	2300,1±183,1	118,3±38,1	2141,4±94,4	370,4±100,3	4032,7±1877,5
CARRIZOS	93,4±108,2	865,4±825,2	83,5±106,5	1090,5±909,2	902,9±328,9	4867,6±694,8
Media Plantas	126,2±71,0	2958,8±2239,5	65,7±43,6	2078,5±940,8	584,3±319,5	4646,8±1645,9

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

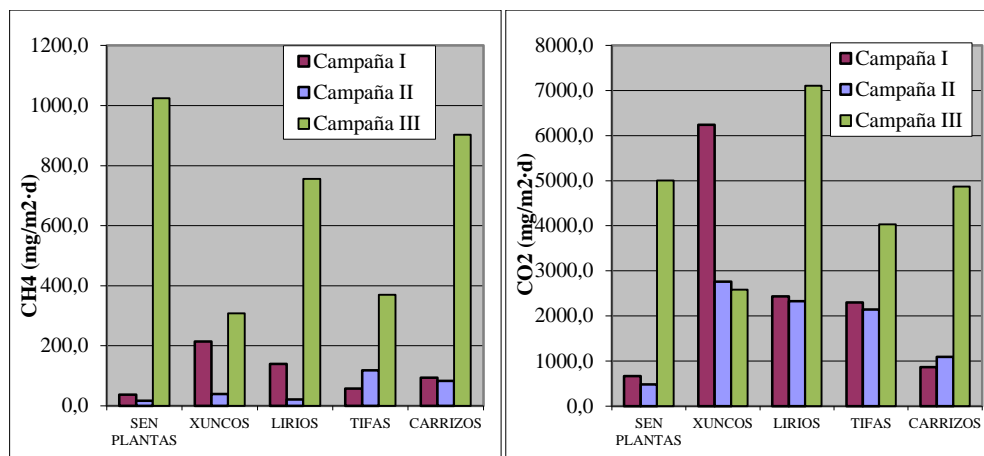


Figura 7.19. Resultados de emisións de gases/FHSS para campañas de baixa carga orgánica.

Campaña de alta carga orgánica (IV, V e VI).

Durante a Campaña IV obsérvase que non existe correlación entre as emisións de CH₄ e CO₂ xa que o valor de $R^2 = 0.28$, mentres que durante a Campaña V obsérvase unha correlación entre as emisións de CH₄ e CO₂ ($R^2 = 0.86$). Durante a sexta campaña a correlación citada sitúase de xeito intermedio entre as dúas anteriores dando un valor de $R^2 = 0.65$

Durante a campaña IV as unidades con planta emitían 767 (504-1030) mg CH₄/m² d, mentres a unidade sen plantar emitía 821 mg CH₄/m² d., mentres que durante a quinta campaña as emisións obtidas eran menores con valores de 239 (69-410) mg CH₄/m² d para as unidades con planta e 54 mg CH₄/m² d para a unidades en vexetación e durante a sexta campaña de 468 (0-723) mg CH₄/m² d para as unidades con planta e 1487 mg CH₄/m² d para a unidades en vexetación. Por tanto, foi a quinta campaña a que menores emisións de metano presenta podendo vir isto asociado coas menores temperaturas debido á época do ano na que foi realizada.

No que respecta ás emisións de CO₂, durante a cuarta campaña as unidades con planta emitían 7251 (5790-8971) mg CO₂/m² d, mentres a unidade sen plantar emitía 4255 mg CO₂/m² d. Durante a quinta campaña as unidades con planta emitían 3186 (1659-4653) mg CO₂/m² d, mentres a unidade sen plantar emitía 1851 mg CO₂/m² d. mentres que durante a sexta campaña as unidades con planta emitían 3610 (0-5075) mg CO₂/m² d e a unidade sen plantar emitía 5770 mg CO₂/m² d. Deste xeito as emisións de dióxido de carbono son superiores na campaña cuarta con respecto ás outras dúas para as unidades con planta, porén, no caso da unidade sen planta as emisións son máis elevadas durante a cuarta e sexta campaña que durante a quinta.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

Na campaña VI as emisións volven a ser elevadas, próximas ás acadadas nas campañas III e IV, coa excepción da unidade FH3, plantada con lirios. Estes valores elevados veñen determinados por un período de temperaturas elevadas e sen pluviosidade ao longo de febreiro e marzo de 2012. O comportamento diferenciado para FH3 podería explicarse polo estado de forte crecemento dos lirios nese momento, xa que esta especie comeza a agromar a comezos de xaneiro, mentres as tifas e os carrizos non o fan até marzo ou abril.

Táboa 7.6. Resultados para emisións de CO₂ e CH₄ nos distintos FHSS para alta carga orgánica.

HUMEDAL	Campaña IV		Campaña V		Campaña VI	
	(mg CH ₄ /m ² d)	(mg CO ₂ /m ² d)	(mg CH ₄ /m ² d)	(mg CO ₂ /m ² d)	(mg CH ₄ /m ² d)	(mg CO ₂ /m ² d)
SEN PLANTAS	821,2±55,6	4254,9±130,5	54,2±58,9	1851,0±2071,1	1486,8±269,5	5770,3±646,7
XUNCOS	714,9±320,1	7052,1±2188,3	336,2±61,0	4652,8±1501,4	504,8±435,3	5074,6±1,7
LIRIOS	1029,6±453,1	8970,6±1386,4	410,3±262,7	4312,8±914,4	0,0±0,0	0,0±0,0
TIFAS	820,6±1,6	7191,8±1852,8	69,2±57,6	2118,0±225,1	722,8±680,2	5071,7±418,0
CARRIZOS	504,5±68,3	5790,0±3397,7	141,2±190,9	1659,4±1621,4	643,8±281,2	4292,0±430,9
Media Plantas	767,4±190,9	7251,1±1754,7	239,2±161,7	3185,8±1442,0	467,8±284,9	3609,6±244,6

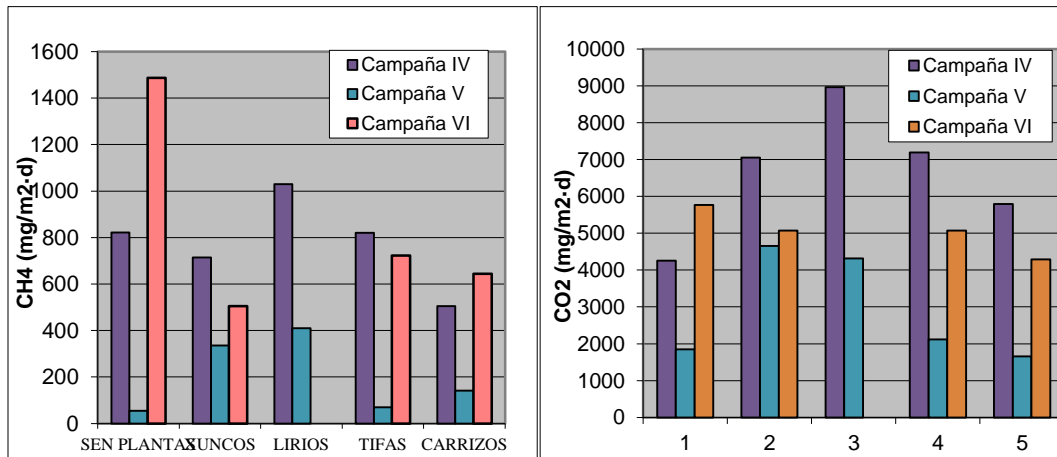


Figura 7.20. Resultados de emisións de gases/FHSS para campañas de alta carga orgánica.

Os datos de conxunto mostran unha grande variabilidade nos valores relativos medidos á entrada e á saída. Só FH3 mostrou en todas as campañas menores emisións de CO₂ na saída que na entrada ($p=0,01$). No resto de unidades os valores entrada-saída varían de campaña a campaña e non mostran diferenzas significativas ($p>0,2$). Porén, as medias de campañas ofrecen maiores emisións de CH₄ na saída que na entrada para todas as unidades agás FH5 (na que son menores, pero con escasa diferenza). Desta forma, as emisións medias son maiores na saída ($475 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) que na entrada ($354 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), a un nivel de probabilidade $p=0,048$. No caso do CO₂, estas medias son

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

moi similares e sen diferenzas estatísticas (3737 e 3793 mgCO₂/m²·d para entrada e saída, respectivamente, p= 0,93). As menores emisións de CH₄ nas zonas de saída son contrarias á maioría dos resultados previamente publicados, e contrarias ao esperado, pois considérase que a concentración de substrato é inferior na zona de saída. Tamén vai en contra das previsións que se poden facer a partir da concentración de sólidos acumulados e da súa actividade metanoxénica, segundo os datos presentados arriba.

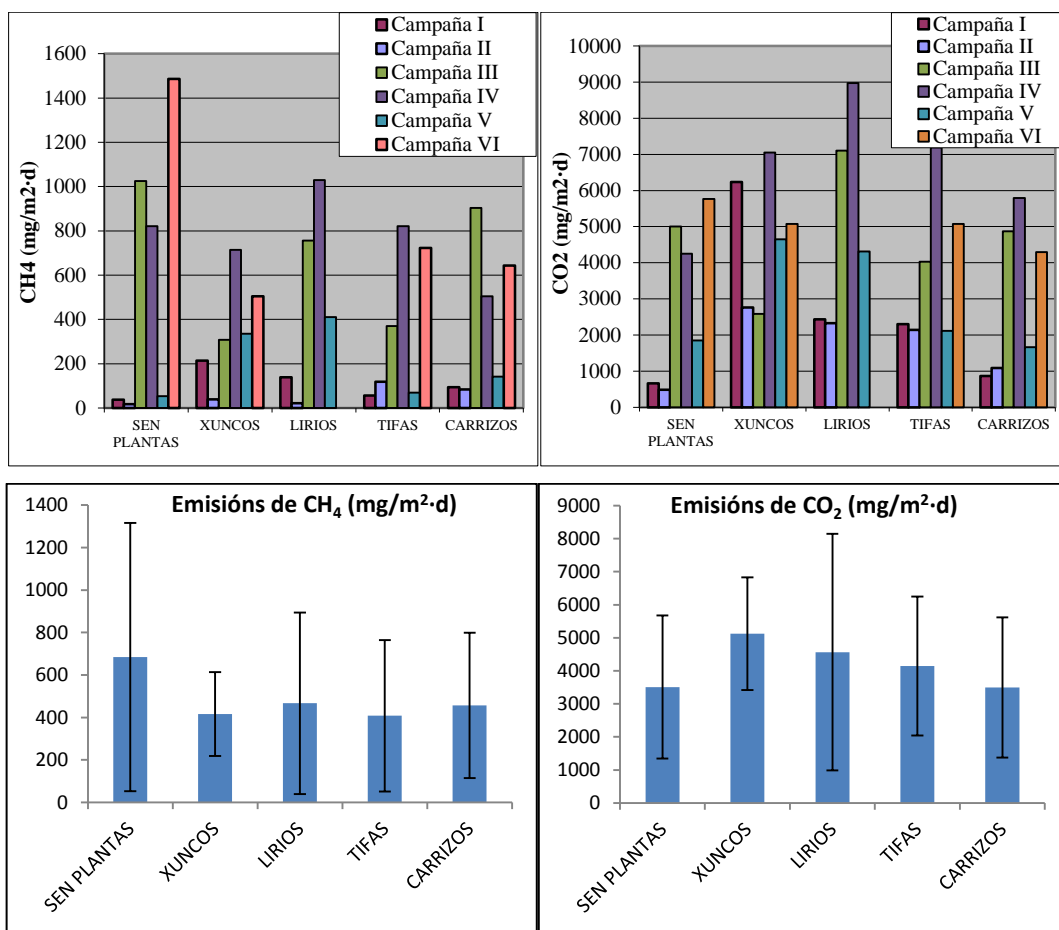


Figura 7.21. Resultados de emisións de gases/FHSS para as seis campañas realizadas e valores medios anuais para cada unidade.

Na Figura 7.21 representamos as emisións de todas as campañas, o que nos permite comparar a evolución no tempo. Representamos tamén as medias anuais obtidas a partir de todas as campañas agás a II (podemos ter en conta que os resultados para I e II eran moi similares, pero corresponden ao mesmo momento, polo que de termos as dúas en conta daríámoslle máis peso a ese momento da medición).

As emisións tanto para metano como para dióxido de carbono son moi similares ás obtidas entre a primeira e a quinta campañas, aspecto lóxico se se ten en conta que as

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

condicións climatolóxicas entre marzo (1ª e 2ª campaña) e decembro (5ª campaña) son similares. As emisións acadadas en ámbolos dous gases estudados son moi inferiores ás das campañas de maiores temperaturas como son a 3ª, 4ª e 6ª que se desenrolaron nos meses de xuño, outubro e marzo do ano seguinte respectivamente con maiores valores de temperatura acadados. Se ben o incremento da carga orgánica nas augas tratadas non parece provocar un efecto importante nas emisións xa que a terceira campaña (realizada en período de baixa carga orgánica) posúe emisións similares as da quinta campaña (realizada en período de alta carga orgánica), isto non fica claro pois pode vir asociado polo efecto climatolóxico comentado anteriormente, e ao esgotamento do substrato orgánico acumulado despois do verán (na campaña IV, realizada en outubro).

De forma xeral, as maiores emisións poden estar relacionadas coas altas temperaturas acadadas e máis tamén con maior período funcionamento da planta e a conseguinte maior acumulación de sólidos nos humidais e o seu ciclo de degradación estacional. Neste sentido, poden empregarse os datos de cuantificación e caracterización da biomasa para estimar as emisións potenciais. As emisións potenciais máximas virían dadas polo produto do contido en sólidos pola actividade metanoxénica máxima. A partir dos valores medios para os sólidos acumulados presentados arriba, as emisións potenciais máximas resultan de $503 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{d}$ na campaña I de caracterización da biomasa (día 530 de operación), e de $1460 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{d}$ na campaña II (día 837). Nesa situación, de biomasa e actividade metanoxénica, so se alcanzarían estes valores no caso de suficiente substrato facilmente biodegradable (que se pode dar por sobrecarga orgánica, especialmente na zona de cabeceira) e temperaturas de verán (20-22 °C, temperatura dos ensaios de act. metanoxénica). En condicións de baixa carga orgánica, a situación do humidal viría representada polas condicións dos ensaios de biodegradabilidade anaerobia, polo que podemos empregar os datos de velocidade inicial de biodegradación anaerobia para estimar as emisións potenciais mínimas. Así, as emisións potenciais mínimas (a 20°C) na campaña I resultarían de $42 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{d}$ e na campaña II de $214 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{d}$. Os datos de emisións rexistradas caen axeitadamente dentro deste rango de valores máximos e mínimos.

De xeito xeral, as emisións de CO_2 son superiores nos humidais con vexetación ($3500\text{-}5100 \text{ mgCO}_2/\text{m}^2\cdot\text{d}$) que no humidal sen vexetación ($3500 \text{ mgCO}_2/\text{m}^2\cdot\text{d}$), porén, as emisións de CH_4 parecen variar xusto de xeito contrario dando valores maiores para o humidal sen vexetación ($685 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{d}$) que para os humidais plantados ($408\text{-}467 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{d}$). Este aspecto pode vir explicado polo efecto positivo das plantas na

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

aireación do substrato. Porén, estas diferenzas non resultan estatisticamente significativas. A análise de varianza de dous factores con unha soa mostra por grupo e para as 5 unidades FH e as 5 campañas, indica que non hai diferenzas significativas entre unidades ($p > 0,6$) pero si entre campañas ($p < 0,03$), tanto para as emisións de CH_4 como de CO_2 . Tampouco se atoparon diferenzas entre as emisións da unidade FH1 e a media de emisións das unidades FH2-FH5 ($p > 0,3$).

A correlación entre as emisións de metano e dióxido de carbono para a 5ª campaña é de 0.86 valor moi similar ó de 0.77 acadado na 1ª campaña no que as condicións eran similares á última (mesmo período climatolóxico e presenza das plantas). Porén nas campañas de poda de plantas, de verán ou de mellores condicións climatolóxicas as correlacións obtidas son menores: 0.01, 0.39, 0.28 e 0.65 para 2ª, 3ª, 4ª e 6ª campañas respectivamente.

Porén, para cada unidade obtense unha correlación lineal entre as emisións de CH_4 e CO_2 , con coeficientes de regresión de 0,94 (FH1), 0,83 (FH2), 0,99 (FH3), 0,93 (FH4) e 0,68 (FH5). A partir dos valores medios de emisións, obtense un coeficiente ou relación de emisións de 0,08-0,13 $\text{gCH}_4/\text{gCO}_2$ para as unidades plantadas, e de 0,20 para a unidade sen planta.

A correlación das emisións entre unidades compórtase de forma distinta para CO_2 e para CH_4 . Para CO_2 non se atopa correlación entre FH2 e ningunha das restantes unidades ($R^2 < 0,12$), pero si para as outras tres unidades plantadas entre si ($R^2 = 0,82-0,97$), ou entre estas e a unidade sen plantas ($R^2 = 0,50-0,84$). Isto explícase polo carácter plurianual dos xuncos (FH2) fronte ao estacional das outras especies. Desta forma, pode atoparse un comportamento estacional diferenciado para as emisións de CO_2 en función do ciclo vexetativo da especie ou da ausencia desta.

Este comportamento estacional cambia para as emisións de metano, xa que FH2 non se correlaciona con FH1 e FH5 ($R^2 < 0,25$) pero si con FH3 e FH4 ($R^2 > 0,7$). Tampouco se obtivo correlación entre FH5 e FH4 ($R^2 = 0,37$) e entre FH5 e FH3 ($R^2 = 0,51$) pero si par aos restantes pares de unidades ($R^2 = 0,67-0,88$).

Finalmente, procedemos a un estudo de correlación lineal múltiple para as emisións en función da temperatura media (dato metereolóxico que variou de 9,4 a 18,7 °C, Táboa 7.3), a densidade de sólidos volátiles nos humidais (con valores de 0,17 kgSV/m^2 nas primeiras 4 campañas e de 0,47 kgSV/m^2 nas dúas últimas) e a velocidade de carga orgánica superficial (con 5 valores diferentes, no rango de 2,4 a 5,0 $\text{kgDBO}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$).

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

De todas estas variables unicamente se obtivo correlación para a temperatura, con coeficientes de correlación (R^2) no rango de 0,49-0,76 e probabilidades no rango de 0,02-0,12 para as emisións de metano en cada unha das unidades. Para a correlación das emisións de CO_2 coa temperatura obtivéronse valores de R^2 no rango de 0,78-0,98 para FH1, FH4 e FH5, así como para FH3 cando deixamos fora a campaña VI, xunto con probabilidades $p < 0,05$. Pola contra, para FH2, así como para FH3 con todos os datos, non se obtivo correlación entre as emisións de CO_2 e a temperatura ($R^2 < 0,33$, $p > 0,23$).

Pola contra, non se obtivo correlación para o resto de variábeis estudadas. Nalgúns casos, a regresión múltiple sumando as variábeis indicadas á temperatura mellora a correlación (R^2 , R^2 axustado), mais case sempre cunha probabilidade non significativa ($p > 0,1$) e orixinando coeficientes sen sentido físico (valores negativos para a densidade de sólidos ou para a velocidade de carga orgánica). Tamén se estudou como variábel independente o produto da densidade en sólidos volátiles pola velocidade inicial de biodegradabilidade anaerobia, sen que se obtivera correlación coas emisións de metano, nin mellora cando se emprega xunto coa temperatura. Porén, debemos ter en conta que os datos dispoñíbeis para estas variábeis corresponden só a dúas campañas (campañas I e II de acumulación de sólidos), ao comezo e final do período de medición das emisións (campañas I-VI de emisións), polo que estes resultados non permiten descartar que tais variábeis non poidan determinen en parte os valores de emisións.

En definitiva, a temperatura é a principal variábel que determina as emisións de CH_4 e CO_2 en todas as unidades, agás as emisións de CO_2 na unidade con xuncos, polo carácter escasamente estacional desta especie. As correlacións obtidas para as emisións en función da temperatura, para cada unidade, móstranse na Táboa 7.7. A partir destas ecuacións obtense que as emisións de metano e dióxido de carbono faríanse nulas para temperaturas ambiente de $9 \pm 1^\circ C$ e $7,6 \pm 1,3^\circ C$, respectivamente.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

Táboa 7.7. Correlacións obtidas para as emisións en función da temperatura.

	a	b	R ²	p	T _{E=0} (°C)**
Emisións de CH ₄ (CH ₄ (mg/m ³ ·d) = a + b·T (°C))					
FH1	-1368	136,7	0,679	0,044	10,0
FH2	-343	49,0	0,627	0,061	7,0
FH3	-716	78,1	0,489	0,12	9,2
FH3*	-897	99,3	0,920	0,010	9,0
FH4	-757	78,7	0,764	0,023	9,6
FH5	-707	77,6	0,736	0,029	9,1
Emisións de CO ₂ (CO ₂ (mg/m ³ ·d) = a + b·T (°C))					
FH1	-4794	549	0,816	0,014	8,7
FH2	+4028	49,1	0,011	0,846	-
FH3	-3013	507	0,331	0,232	5,9
FH3*	-4722	708	0,962	0,003	6,7
FH4	-2993	479	0,780	0,020	6,2
FH5	-4862	560	0,979	0,000	8,7

*Correlación para FH3 cando se exclúe o dato da campaña VI.

**Temperatura que causaría emisións cero, de acordo con estas correlacións.

7.5. Conclusións.

No presente traballo realizamos un estudo da acumulación de sólidos e emisión de gases en humidais construídos de fluxo horizontal. O estudo realizouse en 5 unidades operadas en paralelo co mesmo influente e a velocidade de carga hidráulica, unha sen plantas (FH1) e catro plantadas con xuncos (FH2), lirios (FH3), tifa (FH4) e carrizo (FH5). O influente aos humidais construídos someteuse a un pretratamento nun dixedor anaerobio. As características da instalación piloto e as condicións de operación foron descritas nos capítulos previos. Realizáronse dúas campañas a 1,5 (I) e 2,3 (II) anos de operación nas que se determinou a densidade de sólidos acumulados e as súas características (materia volátil, demanda química de oxíxeno, biodegradabilidade aerobia e anaerobia, e actividade metanoxénica), con medicións por duplicado na zona de entrada e de saída de cada unidade. Para o estudo das emisións de metano e dióxido de carbono realizáronse seis campañas, a 1,4 (I, II), 1,7 (III), 2,0 (IV), 2,2 (V) e 2,4 (VI) anos de operación, con medicións simples na zona de entrada e de saída de cada unidade. A campaña I de sólidos e as campañas I-III de emisións corresponderon coa operación dos humidais a baixa carga orgánica superficial (2,0±0,5 gSST/m²·d e 2,4±0,8 gDBO₅/m²·d), mentres as carga na campaña II de sólidos e nas campañas IV-VI

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

de emisións foron de $0,8 \pm 0,2$ gSST/m²·d e $4,7 \pm 0,4$ gDBO₅/m²·d, por tanto menor en SST e maior en DBO₅.

7.5.1- A acumulación de sólidos e a condutividade hidráulica.

A densidade de sólidos acumulados aumentou co tempo e coa velocidade de carga orgánica, pasando de 2,2 kgST/m² (0,17 kg SV/m²) na campaña I a 4,3 kgST/m² (0,47 kg SV/m²) na campaña II ($p < 0,05$). Estes valores significan velocidades de acumulación de ST foi de 1,5 kg/m²·ano (0,12 kgSV/m²·ano) no primeiro período (de baixa carga) e de 2,5 kg ST/m²·ano (0,36 kgSV/m²·ano) no segundo período (maior velocidade de carga). O incremento da acumulación de SV é máis acusado que o de ST, de tal forma que a %SV aumentou desde o 8% (campaña I) ao 11% (campaña II) ($p < 0,10$).

No que respecta ás características dos sólidos acumulados, aumentou a biodegradabilidade aerobia, que pasou de 0,13 (I) a 0,22 gDBO₅/gSV (II) ($p < 0,05$), mentres diminuíu a biodegradabilidade anaerobia, desde 0,078 (I) a 0,055 gDQO-CH₄/gSSV (II) ($p < 0,05$) e se mantivo constante a actividade metanoxénica, en 0,012 gDQO-CH₄/gSSV·d ($p = 0,59$).

As únicas diferenzas salientábeis entre unidades son unha maior biodegradabilidade anaerobia dos sólidos acumulados en FH2 (0,11 gDQO-CH₄/gSSV) fronte ás demais unidades (no rango de 0,04-0,07 gDQO-CH₄/gSSV) en ambas campañas ($p < 0,05$), e na campaña II unha maior biodegradabilidade aerobia en FH5 (0,3 gDBO₅/gSV) fronte ás demais unidades (rango de 0,17-0,25 gDBO₅/gSV) ($p < 0,1$). Non se atoparon diferenzas significativas entre unidades para a densidade de ST e SV acumulados, a DQO dos sólidos ou a actividade metanoxénica dos sólidos. Porén, observáronse diferenzas significativas entre os valores obtidos para as zonas de entrada e saída de todos os parámetros agás densidade de ST e DBO₅.

A produtividade máxima de vexetación aérea en estado estacionario correspondeu aos xuncos, con 1,8 kgSV/m²·ano, e a mínima aos lirios, con 0,3 kgSV/m²·ano, situándose nunha posición intermedia e moi parecida entre si as tifas e os carrizos. Para estas dúas especies obtivéronse valores de 0,66 e 0,44 kgSV/m²·ano no terceiro ano, respectivamente, mais que puideron seguir aumentando en anos posteriores, sobre todo no caso do carrizo. O enraizamento e colonización do carrizo a partir de talos con rizoma foi lento e dificultoso, polo que se recomenda empregar outro tipo de sistema, como pode ser o plancton.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

Para a condutividade hidráulica nos humidais FH resultaron medias de 203 ± 49 (FH1 Entrada), 166 ± 8 (FH1 Saída), 159 ± 13 (FH con plantas Entrada), e 136 ± 19 (FH con plantas Saída). Resumimos desta forma os resultados tras o estudo da varianza dos datos orixinais. A análise de varianza dos datos en conxunto indica que a CH na zona de saída é significativamente menor que na zona de entrada ($p=0,027$), mentres as diferenzas entre a campaña I e II non son significativas ($p=0,655$). Así mesmo, non se atoparon diferenzas entre unidades plantadas ($p=0,404$), mentres que a unidade sen plantas presentou valores de CH superiores a FH4 e FH5 (a un nivel de probabilidade $p=0,1$). A perda de porosidade ao final do período de estudo resultou do 4-7%, congruente coa elevada condutividade hidráulica.

7.5.2- Emisións de gases de efecto invernadoiro.

Rexistráronse emisións de CO_2 superiores nos humidais con vexetación ($3500\text{-}5100 \text{ mgCO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) fronte ao humidal sen vexetación ($3500 \text{ mgCO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), así como emisións de CH_4 maiores para o humidal sen vexetación ($685 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) que para os humidais plantados ($408\text{-}467 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{d}$). Porén, estas diferenzas entre unidades non resultan estatisticamente significativas ($p>0,3$).

Pola contra, atopáronse diferenzas significativas entre campañas ($p<0,03$), tanto para as emisións de CH_4 como de CO_2 , que poderían explicarse polas variacións en sólidos acumulados e actividade metanoxénica, condicións de temperatura e substrato e vexetación. Os datos dispoñibles non permiten contrastar un modelo desta complexidade, mais si apuntar algúns comportamentos.

As emisións potenciais máximas poden estimarse como o produto do contido en sólidos pola actividade metanoxénica máxima, e resultaron de $503 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ na campaña I de caracterización da biomasa (día 530 de operación), e de $1460 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ na campaña II (día 837). Estes valores de emisións corresponderían a unha situación de non limitación de substrato e temperaturas de verán ($20\text{-}22 \text{ }^\circ\text{C}$). En condicións de baixa carga orgánica, as emisións potenciais obtéñense a partir dos datos de velocidade inicial de biodegradación anaerobia dos sólidos acumulados, e resultaron de $42 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ na campaña I e de $214 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ na campaña II. Os datos de emisións rexistradas caen axeitadamente dentro deste rango de valores máximos e mínimos.

A correlación das emisións entre unidades compórtase de forma distinta para CO_2 e para CH_4 . Para CO_2 non se atopou correlación entre FH2 e ningunha das

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en HC

restantes unidades ($R^2 < 0,12$), pero si para as outras tres unidades plantadas entre si ($R^2 = 0,82-0,97$), ou entre estas e a unidade sen plantas ($R^2 = 0,50-0,84$). Isto explícase polo carácter plurianual dos xuncos (FH2) fronte ao estacional das outras especies. Desta forma, pode atoparse un comportamento estacional diferenciado para as emisións de CO_2 en función do ciclo vexetativo da especie ou da ausencia desta.

Este comportamento estacional cambia en parte para as emisións de metano, xa que FH2 non se correlaciona con FH1 e FH5 ($R^2 < 0,25$) pero si con FH3 e FH4 ($R^2 > 0,7$). Tampouco se obtivo correlación entre FH5 e FH4 ($R^2 = 0,37$) e entre FH5 e FH3 ($R^2 = 0,51$) pero si par aos restantes pares de unidades ($R^2 = 0,67-0,88$).

Así mesmo, para cada unidade obtívo-se unha correlación lineal entre as emisións de CH_4 e CO_2 , con coeficientes de regresión de 0,94 (FH1), 0,83 (FH2), 0,99 (FH3), 0,93 (FH4) e 0,68 (FH5). A partir dos valores medios de emisións, obtense un coeficiente ou relación de emisións de 0,08-0,13 gCH_4/gCO_2 para as unidades plantadas, e de 0,20 para a unidade sen planta.

A temperatura ambiente móstrase como a única variábel que explica os valores de emisións en cada unha das unidades, explicando por si soa máis do 60% e do 80% da variabilidade das emisións de CH_4 e CO_2 , respectivamente. Exclúense deste comportamento as emisións de CO_2 na unidade plantada con xuncos, o que se achaca ao carácter estacional desta especie. Pola contra, nas condicións do presente estudo, non se atopou correlación entre as emisións e a densidade de sólidos volátiles, a velocidade de carga orgánica ou a actividade metanoxénica.

As menores emisións rexistráronse en condicións de inverno (campañas I, II e V), e as maiores en condicións de verán (III) ou estacións intermedias con máis alta carga orgánica (IV e VI). O efecto da sega da vexetación sobre as emisións, en condicións de inverno, non foi significativo.

En contra do esperado, as emisións medias de CH_4 son maiores na saída (475 $mgCH_4/m^2 \cdot d$) que na entrada (354 $mgCH_4/m^2 \cdot d$), a un nivel de probabilidade $p = 0,048$. No caso do CO_2 , estas medias son moi similares e sen diferenzas estatísticas (3737 e 3793 $mgCO_2/m^2 \cdot d$ para entrada e saída, respectivamente, $p = 0,93$).

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Wallace, S. D. e Knight, R. L. (2006). “Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems. Feasibility, Design Criteria and O&M Requiriments.” Water Environment Research Foundation (WERF) e IWA Publishing. Alexandria, VA (USA).
- [2] Rousseau, D. P. L., Vanrolleghem, P. A. and Pauw, N. D. (2004). Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecol. Eng.*, 23, 151-163.
- [3] Muñoz, P., Drizo, A., Hession, W. C., (2006). Flow patterns of dairy wastewater constructed wetlands in a cold climate. *Water Research*, 40, 3209–3218.
- [4] Batchelor, A. e Loots, P. (1997). A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commissioning. *Wat. Science. Technol.*, 35, 337-343.
- [5] Caselles-Osorio, A., Puigagut, J., Segú, E., Vaello, N., Granés, F., García, D. e García, J. (2007). Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Res.* 41 (6), 1388-1398.
- [6] Ruíz, I., Díaz, M. A., Crujeiras, B., García, J. e Soto, M.; (2010). Solid hydrolysis and accumulation in a hybrid anaerobic digester-constructed wetlands system. *Ecological Engineering*, 36, 1007-1016.
- [7] Pedescoll, A., Uggetti, E., Llorens, E., Granés, F., García, D. e García J., (2009). Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35, 1216-1224.
- [8] Hua, G. F., Zhu, W., Zhao, L. F. e Huang, J. Y., (2010). Clogging pattern in vertical-flow constructed wetlands: Insight from a laboratory study. *Journal of Hazardous Materials*, 180, 668-674.
- [9] Winter, K. J. e Goetz, D. (2003). The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Wat. Science Technol.*, 48, 9–14.
- [10] Tanner, C. C. e Sukias, J. P., (1995). Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Science Technology*, 32 (3), 229–239.
- [11] Tanner, C. C., Sukias, J. P. S. e Upsdell, M. P., (1998). Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Research*, 32 (10), 3046–3054.
- [12] Kadlec, R. H. e Watson, J. T., (1993). Hydraulics and solids accumulation in a gravel bed treatment wetland. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality*

improvement. Lewis, Boca Raton, MI, pp. 227–235.

[13] Suliman, F., French, H. K., Haugen, L. E. e Søvik, A. K., (2006). Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. *Ecological Engineering*, 27 (2), 124–133.

[14] Nguyen, L. M., (2000). Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Ecological Engineering*, 16 (2), 199–221.

[15] Chazarenc, F., Gagnon, V., Comeau e Y., Brisson, J., (2009). Effect of plant and artificial aeration on solids accumulation and biological activities in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 35, 1005-1010.

[16] USEPA (2000). “Constructed Wetland Treatment of Municipal Wastewaters.” US.EPA 625/R99/010, Cincinnati, Ohio, USA.

[17] Chazarenc, F. e Merlin, G., (2005). Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water Science Technology*, 51 (9), 91–97.

[18] Zhao, Y. Q., Sun, G. e Allen, S. J., (2004). Anti-sized reed bed system for animal wastewater treatment: a comparative study. *Water Research*, 38, 2907–2917.

[19] Platzer, Ch. e Mauch, K., (1997). Soil clogging in vertical flow reed beds—mechanisms, parameters, consequences and solutions?. *Water Science Technology*, 35 (5), 175–181.

[20] García, J., Aguirre, P., Barragán, J., Mujeriego, R., Matamoros, V. e Bayona, J. M., (2005). Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 25, 405–418.

[21] Dahab, M. F. e Surampalli, R. Y. (2001). Subsurface-flow constructed wetlands treatment in the plains: Five years of experience. *Wat. Science Technol.*, 44, 375–380.

[22] Zhao, L., Zhu, W. e Tong, W., (2009). Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Science*, 21, 750-757.

[23] Brix, H., (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology* 35(5), 11–17.

[24] Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R. A. e Moormann, H., (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology*, 22, 93–117.

- [25] Pedescoll A., Corzo A., Álvarez E., García J. e Puigagut J., (2011). The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. *Water Research*, 45, 3579-3589.
- [26] Gagnon, V., Chazarenc, F., Comeau, Y. e Brisson, J., (2007). Influence of macrophytes species on microbial density and activity in constructed wetlands. *Water Science Technology*, 56 (3), 249–254.
- [27] Perkins, J. e Hunter, C. (2000). Removal of Enteric Bacteria in a constructed wetland in Yorkshire, England. *Water Res.*, 34 (6), 1941–1947.
- [28] Williams, J., Bahgat, M., May, E., Ford, M. e Butler, J. (1995). Mineralization and pathogenic removal in gravel bed hydroponics constructed wetlands for wastewater treatment. *Wat. Science Technol.*, 32 (3), 49–58.
- [29] Morris, R. H., Newton, M. I., Knowles, P. R., Bencsik, M., Davies, P. A., Griffinc, P. e McHalea, G., (2011). Analysis of clogging in constructed wetlands using magnetic resonance, *Analyst*, 136, 2283.
- [30] Vymazal, J., (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25, 478–490.
- [31] Metcalf & Eddy, (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. fourth ed. McGraw-Hill, Boston, USA.
- [32] Mbuligwe, S. E. (2004). Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. *Ecol. Eng.*, 23, 269–284. (2004).
- [33] Foresti, E., (2002). Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. *Water Science Technology*, 45 (10), 181–186.
- [34] Álvarez, J. A., Ruíz, I., Gómez, M., Presas, J. e Soto, M. (2006). “Start-up Alternatives and Performance of an UASB Pilot Plant treating Diluted Municipal Wastewater at Low Temperature.” *Biores. Technol.*, 97: 1640-1649.
- [35] Álvarez, J. A., Zapico, C. A., Gómez, M., Presas, J. e Soto, M., (2003). Anaerobic hydrolysis of a municipal wastewater in a pilot-scale digester. *Water Science Technology*, 47 (12), 223–230.
- [36] Álvarez, J. A., Armstrong, E., Gómez, M., Presas, J. e Soto, M., (2004). Performance of an UASB-Digester system treating domestic wastewater. *Environmental Technology*, 25, 1189–1199.

- [37] Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J. J., Bécares, E. e García, J., (2007). Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study. *Ecological Engineering*, 30, 312–319.
- [38] Foresti, E., Zaiat M. e Vallero M. (2006). Anaerobic processes as the core-technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 3-19.
- [39] Lettinga, G., (2001). Digestion and degradation, air for life. *Water Science Technology*, 44 (8), 157–176.
- [40] Van Haandel, A., Kato, M. T., Cavalcanti, P. F. F. e Florencio, L., (2006). Anaerobic design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Environmental Science Biotechnology*, 5, 21–38.
- [41] Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Green, M. B. e Haberl, R. (1998). *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- [42] Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Eng.*, 18, 633–646.
- [43] Green, M., Shaul, N., Beliaevski, M., Sabbah, I., Ghattas, B. e Tarre, S., (2006). Minimizing land requirement and evaporation in small wastewater treatment systems. *Ecological Engineering*, 26, 266–271.
- [44] García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L. e Bayona, J.M. (2004) “Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater.” *Wat. Res.* 38, 1669-1678.
- [45] Baptista, J. D. C., (2003). Microbial communities in subsurface flow wetlands. In: *The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*, Articles of the 1st International Seminar, Lisboa, Portugal, May 8-10 (Dias, V. and Vymazal, J., Eds.), Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 265-276.
- [46] García J., Ojeda E., Sales E., Chico F., Píriz T., Aguirre P. e Mujeriego R., (2003). Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecol. Eng.* 21, 129-142.
- [47] Brix, H., (1990). Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Wat. Res.* 24, 259-266.
- [48] Tanner, C. C., Adams, D. D. e Downes, M. T., (1997). Methane emissions from

Acumulación de sólidos e emisiones gasosas en HC

Constructed wetlands treating agricultural wastewaters. J. Environ. Qual. 26, 1056-1062.

[49] Mander, Ü., Kuusemets, V., Lõhmus, K., Muring, T., Teiter, S. e Augustin, J., (2003) Nitrous oxide, dinitrogen and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. Wat. Sci. Tech. 48(5), 135-142.

[50] Brix, H., Sorrell, B. K. E Lorenzen, B., (2001). Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? Aquatic Botany 69, 313-324.

[51] Johansson, A. E., Gustavsson, A. M., Öquist, M. G. e Svensson, B. H., (2004). Methane emissions from a constructed wetland treating wastewater - seasonal and Spatial distribution and dependence on edaphic factors. Water Research 38: 3960-3970.

[52] García, J.; Capel V., Castro A., Ruíz I. e Soto M., (2006). Anaerobic biodegradation tests and gas emissions from subsurface flow constructed wetlands. (sent to Bioresource Technology)

[53] Kadlec, R. H. e Knight, R. L. (1996). "Treatment wetlands". Boca Raton, FL: Lewis Publ. USA

Conclusións

Conclusións

O presente traballo divídese, fundamentalmente, en dúas partes principais: a primeira delas consiste no estudo e caracterización das augas residuais e augas de mananciais do campus principal da Universidade da Coruña, así como a definición dos seus usos. A segunda delas consiste no desenvolvemento da actividade dunha planta depuradora a escala piloto constituída por sistemas de dixestión anaerobia e humidais construídos para a depuración das augas residuais dun edificio do ámbito universitario anteriormente descrito, con obxecto de caracterizar as augas e avaliar a eficacia de depuración en función da dirección do fluxo, da granulometría do leito, da especie vexetal plantada nos humidais construídos, etc.

Evaluación de recursos hídricos e calidade das augas residuais no campus central da UDC: Unha achega ó Proxecto Sostauga.

No tocante á primeira parte do presente traballo e para este ámbito da UDC dispónse de medicións de consumo de auga e tamén de xeración de augas residuais e a súa concentración. A partir destes datos, xunto con factores bibliográficos de xeración, estímase a vertedura do campus nuns 2.300 hab.eq. ou 136.000 gDBO₅/d. Cerca do 50% desta carga orgánica elimínase nos sistemas de evacuación e transporte ata a instalación de depuración, así como no pretratamento necesario. A área dun humidal construído de fluxo vertical necesario para a depuración completa da vertedura estímase que pode variar entre os 3.000 e os 6.000 m², segundo a calidade do efluente desexada.

No que respecta as augas de mananciais analizadas pódese establecer a canalización e aproveitamento das mesmas para os usos detallados en función da súa calidade.

Eficiencias de eliminación en función da especie vexetal, configuración e velocidade de carga orgánica

Con respecto á segunda parte do estudo podemos obter diferentes conclusións baseadas na dirección de fluxo, na carga orgánica das augas residuais, na granulometría do leito, etc., tal e como se expón a continuación. A auga residual procedente da Facultade de Filoloxía pretratouse nun dixestor anaerobio que acadou porcentaxes de eliminación medias dun 60% SST, 40% DQO e 32% DBO₅.

Con respecto á eficacia de eliminación obtida nos humidais de fluxo horizontal podemos establecer o seguinte: nunha primeira parte alimentouse a planta piloto co efluente residual de baixa concentración (efluente do dixestor anaerobio) e realizáronse

Conclusiones

5 campañas de seguimento ao longo dun período de 2 anos. As características medias do influente aos humidais (idénticas para as 5 unidades) foron as seguintes: pH ($7,3\pm 0,2$), SST (67 ± 26 mg/L), DQO (198 ± 68 mg/L), DBO₅ (98 ± 37 mg/L), T ($16,4\pm 2,5$ °C). A velocidade de carga hidráulica (VCH) para as distintas unidades estivo no rango de 24,8 a 26,3 mm/d e as velocidades de carga orgánica superficial (VCOS) resultaron de 1,6-1,7 gSST/m²·d, 4,7-5,1 gDQO/m²·d e 2,3-2,5 gDBO₅/m²·d. Nestas condicións de baixa carga alcanzáronse porcentaxes de eliminación medias do 89-93 %SST, 83-88 %DQO e 89-95 %DBO₅. Non se observou ningunha tendencia de evolución no tempo nin diferenzas significativas entre unidades, pois unicamente a unidade FH5 se mostrou estatisticamente superior a FH2 na eliminación de SST ($p < 0,05$).

Nunha segunda parte do estudo (período de operación de 624 a 876 días), suplementouse o influente aos humidais con vinagre para incrementar a carga orgánica soluble e a velocidade de carga, e realizáronse 2 novas campañas de seguimento. As características medias do influente aos humidais neste período foron as seguintes: pH ($5,6\pm 0,1$), SST (37 ± 11 mg/L), DQO (321 ± 32 mg/L), DBO₅ (208 ± 20 mg/L), T ($16,7\pm 2,4$ °C). A VCH mantívose no rango de 21,8 a 23,8 mm/d e as VCOS resultaron de 0,8-0,9 gSST/m²·d, 7,0-7,6 gDQO/m²·d e 4,6-4,9 gDBO₅/m²·d. Nestas condicións, os valores medios de eliminación de DBO₅ acadados foron os seguintes (%): FH1 ($77,9\pm 9,3$), FH2 ($87,1\pm 3,4$), FH3 ($85,8\pm 3,3$), FH4 ($68,9\pm 3,3$) e FH5 ($94,3\pm 6,1$). Observáronse así diferenzas significativas entre o rendemento das diferentes unidades, no que se refire á eliminación de DBO₅ (e tamén de DQO). As unidades FH2 (xuncos), FH3 (lirios) e FH5 (carrizos) mostraron unha porcentaxe de eliminación de DBO₅ significativamente maior que FH4 (tifa), e FH1 (sen plantas) presentou unha porcentaxe de eliminación de DBO₅ inferior ás unidades plantadas (agás FH4), mais a diferenza non chegou a ser estatisticamente significativa. Á súa vez, as unidades FH3 e FH5 mostraron unha porcentaxe de eliminación de DQO significativamente maior que FH1 e FH4, mentres FH2 ficou nunha situación intermedia.

Ao pasar das condicións de baixa carga a alta carga, as unidades FH1 ($p=0,054$), FH2 ($p=0,027$) e FH4 ($p=0,019$) ven reducida significativamente a eficiencia de eliminación de DBO₅. Os efectos son máis acusados en FH4 (caída de 90% ao 69% DBO eliminada), seguido de FH1 (do 93% ao 78%) e finalmente de FH2 (do 95% ao 87%). Pola contra, as caídas do 92% ao 86% en FH3 e do 95% ao 94% en FH5 non resultan estatisticamente significativas ($p > 0,34$). A alimentación dun influente con

Conclusións

baixo pH causou a morte de gran parte da vexetación do humidal plantado con *Typha latifolia*, mentres non se observaron efectos adversos nas restantes unidades.

As velocidades de carga orgánica durante a segunda parte do estudo situáronse arredor de $5 \text{ gDBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$, un valor da orde dos recomendados como criterios de deseño. Porén, as unidades FH1 e FH4 non conseguiron nestas condicións rebaixar a concentración efluente en DBO_5 por debaixo do límite de vertedura de 25 mg/L . A caída no rendemento nestes dous humidais podería estar relacionada cunha maior sensibilidade aos baixos valores de pH durante este período. De feito, estas dúas unidades rexistraron os pH máis baixos durante este período e as maiores caídas no pH en relación cos valores medios na primeira parte do estudo.

Globalmente, como media para as 7 campañas de seguimento realizadas ao longo dos tres anos de operación, atinxíronse as seguintes porcentaxes de eliminación de DBO_5 : FH1 ($88,5\pm 9,7$), FH2 ($92,9\pm 4,9$), FH3 ($89,6\pm 6,3$), FH4 ($84,0\pm 12,3$) e FH5 ($94,7\pm 3,9$). A $\% \text{DBO}_5$ eliminada correlacionouse ($R^2 = 0,52-0,85$, $p < 0,07$) coa DBO_5 influente para todas as unidades agás FH5. A introdución da temperatura como variable adicional á DBO_5 incrementou os coeficientes de correlación múltiple, sobre todo no caso de FH1 e FH3 mentres que o tempo de operación non resultou ser unha variable significativa e non mellorou a correlación. Por outra banda, a DBO_5 influente foi a variable que máis influíu o valor da DBO_5 efluente ($R^2 = 0,42-0,67$; $p = 0,000$), agás para FH5 ($R^2 = 0,06$; $p = 0,175$). A introdución de T como variable (correlación múltiple) só mellora algo a correlación para FH1 e FH4 ($p < 0,05$) e non a mellora nos restantes casos. Non se observou correlación da DBO efluente co tempo de operación. Ningunha destas variables, conxuntamente ou por separado explica a variación da DBO_5 efluente no caso de FH5 ($R^2 < 0,28$), o que pode ser achacado ao escaso rango de variación deste parámetro nesta unidade.

O contido en osíxeno disolto no efluente dos humidais variou no rango de $0,5$ a $0,75 \text{ mg/L}$ (en valores medios para cada unidade), correlacionándose para cada período de operación (baixa e alta carga) co Potencial Redox do efluente, que variou entre -190 e -250 mV . Á súa vez, o pH efluente variou entre $6,7$ e $7,1$ durante a operación a baixas cargas, e foi inferior durante a operación a alta carga (rango $6,4-6,7$); durante este período de suplementación de vinagre, o pH foi claramente inferior na unidade sen planta e na plantada con tifa.

Como conclusións xerais, atopamos que a presenza ou ausencia de planta e o tipo desta non influíu de forma significativa cando se operan os humidais con baixa

Conclusións

velocidade de carga orgánica ($< 3 \text{ gDBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$). Porén, á velocidades de carga orgánica de deseño ($4\text{-}5 \text{ gDBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$), as unidades sen planta e a plantada con tifa mostran eficiencias inferiores que as plantadas con xuncos, lirios ou carrizos.

No caso do estudo en humidais de fluxo vertical, nunha primeira etapa de funcionamento (campañas I-V, ata o día 623 de operación) as dúas unidades operaron cunha VCH de $103,2\pm 1,9 \text{ mm/d}$ e unha VCOS de $6,7\pm 0,3 \text{ mgSST}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, $19,9\pm 0,6 \text{ gDQO}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ e $9,9\pm 0,3 \text{ gDBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$. Nunha segunda parte do estudo (campañas VI e VII, 624 a 876 días de operación), modificouse o medio filtrante engadindo unha capa de 10 cm de espesor de area entrefina (0-3 mm) encima dos leitos dos dous humidais, e incrementouse a concentración influente mediante a adición de vinagre ao influente. Nestas condicións, os humidais operaron cunha VCH de $83,9\pm 3,4 \text{ mm/d}$ e e unha VCOS de $3,2\pm 0,1 \text{ mgSST}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, $27,0\pm 1,4 \text{ gDQO}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ e $17,5\pm 0,9 \text{ gDBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$. As características medias do influente aos humidais (idénticas para as 2 unidades) durante as campañas I-VII foron as xa expresadas anteriormente para os humidais de fluxo vertical.

O contido en ST foi maior en FV2 ($p=0,076$), mentres o contido en SV foi maior en FV1 ($p=0,014$). Por outra banda, para FV1 as concentracións de SST e SSV foron significativamente maiores na zona superior que na zona inferior ($p<0,05$), mentres que para FV2 as diferenzas non resultaron significativas ($p>0,22$). As densidades medias de sólidos volátiles acumulados resultaron de $0,20 \text{ kgSV}/\text{m}^2$ para FV1 e $0,11 \text{ kgSV}/\text{m}^2$ para FV2. O maior contido en SV no humidal FV1 pode considerarse indicativo dun maior desenvolvemento do “biofilm”, o que estaría de acordo coa maior eficiencia deste humidal fronte a FV2.

En canto ás características dos sólidos acumulados, os valores de DQO/SSV e de DBO_5/SSV resultaron mais elevados na unidade FV2 en comparación con FV1 ($p<0,05$), e en ambos casos foron superiores nas mostras de superficie ($p<0,05$). Os valores medios de DBO_5/SSV resultaron de 0,05 (FV1) e 0,15 (FV2) $\text{gDBO}_5/\text{gSSV}$ na capa superior (0-10 cm), e na seguinte capa (10-30 cm) foron de 0,006 (FV1) e 0,07 (FV2) $\text{gDBO}_5/\text{gSSV}$. Este acusado gradiente vertical de materia orgánica biodegradable é indicativo de que a maior parte da eliminación do substrato nos sistemas FV ten lugar preto da superficie.

Experimentos de laboratorio permitiron determinar que a grava FV1 retén unha maior cantidade de auga que a grava FV2, o que se pode deber á súa maior superficie específica derivada dun menor tamaño de partícula. Unha vez humedecido o medio, os

Conclusiones

perfís de fluxo para as gravas FV1 e FV2 en laboratorio resultaron moi similares, coa diferenza de que FV2 presenta unha menor desviación do fluxo en pistón que FV1. Así mesmo, a adición dunha capa de area entrefina na parte superior permitiu incrementar o tempo de permanencia da auga tanto no medio granular FV1 como FV2, que pasaron de menos de 10' a máis de 60', nos ensaios de laboratorio. No caso de engadir area de depuradora, caracterizada por un tamaño de partícula moi uniforme, tamén se incrementa o tempo de retención, mais de forma menos acusada. Por esta razón, e tendo en conta o menor prezo da area entrefina, optouse por esta para incrementar a o tempo de retención nas unidades FV1 e FV2 durante a segunda parte do estudo.

O comportamento hidráulico das unidades FV1 e FV2 foi moi similar. A alimentación a pulsos dos humidais realizouse mediante un sifón autocebante que ofreceu un volume de descarga de 65-70 L, e un tempo de descarga de 10-15 minutos a unha velocidade de 4-7 L/min. O perfil de fluxo a través dos humidais caracterizouse polo tempo medio de retención e o caudal máximo efluente. Os valores medios acadados para estes parámetros antes e despois da adición da capa de area en superficie son claramente diferentes (a un nivel de probabilidade p de 0,1), pasando o tempo medio de retención dos $17,7 \pm 7,0$ aos $30,4 \pm 0,8$ minutos en FV1 e dos $23,5 \pm 5,8$ aos $35,0 \pm 3,9$ minutos en FV2. Á súa vez, o caudal máximo reduciuse desde os $4,2 \pm 1,6$ aos $1,7 \pm 0,1$ L/min en FV1 e de $2,7 \pm 0,6$ aos $1,5 \pm 0,2$ L/min en FV2. Alén diso, comprobouse que ao longo da primeira parte do estudo (campañas I a V), non se observou relación entre estes parámetros e o tempo de operación ($R^2 < 0,1$). Concluimos, por tanto, que a adición dunha capa de 10 cm de area entrefina en superficie resultou eficaz para incrementar a capacidade de retención hidráulica das dúas unidades.

Eficiencias de eliminación de nutrientes, microorganismo patóxenos e hidrocarburos.

No que respecta ó estudo da eliminación de contaminantes específicos, realizáronse dúas primeiras campañas a 1,1 e 1,6 anos de operación nas que se estudou a eliminación de amoníaco, nitróxeno total, fosfatos, fósforo total e microorganismos patóxenos. Na primeira delas tamén se estudou a eliminación de hidrocarburos totais de petróleo. Estas campañas corresponderon coa operación dos humidais a baixa carga orgánica superficial ($2,4 \pm 0,8$ gDBO₅/m²·d en FH e $9,1 \pm 3,6$ gDBO₅/m²·d en FV), e coa configuración inicial das unidades FV. Posteriormente estudouse a eliminación de amoníaco e nitróxeno total noutras dúas campañas, a 2,1 e 2,4 anos de operación,

Conclusiones

coincidindo cunha maior carga orgánica superficial ($4,7\pm 0,4$ gDBO₅/m²·d en FH e $17,5\pm 3,3$ gDBO₅/m²·d en FV) e coa configuración final das unidades FV (modificada a partir da inicial por adición dunha capa de 10 cm de espesor de area entrefina encima dos leitos de grava).

O contido medio en nitróxeno total no influente foi de 48 ± 28 mg NTK/L. O influente chegaba completamente amonificado (49 ± 25 mg NH₃-N/L) e non sufría modificación apreciable ao seu paso polo dixestor UASB (eliminación nula de NTK).

As unidades FH mostraron valores de eliminación de amoníaco e NTK similares entre si, con medias do 36% NH₃ e 38% NTK, a baixa carga, e medias significativamente inferiores (21% NH₃ e 26% NTK) a alta carga. Á súa vez, as unidades FV mostraron eficiencias de eliminación de nitróxeno lixeiramente superiores (48% NH₃ e 49% NTK) na configuración inicial (baixa carga e sen area entrefina na parte superior) e eficiencias significativamente máis elevadas (83% NH₃ e 72% NTK) na configuración final (alta carga e capa de área entrefina na parte superior).

Non se atoparon diferenzas significativas na eficiencia de eliminación de compostos de nitróxeno en función da especie vexetal, agás casos puntuais como unha maior eficiencia na eliminación de amoníaco a baixa carga por parte das unidades con xuncos e tifas fronte á unidade con lirios.

A presenza de nitróxeno nítrico só se observou no efluente das unidades de fluxo vertical, que mostraron concentracións apreciables de nitrato (7-15 mg NO₃⁻-N/L en FV1, 2-6 mg NO₃⁻-N/L en FV2), e concentracións de nitrito inferiores a 1,5 mg NO₂⁻-N/L.

A eliminación de *o*-PO₄³⁻ e Fósforo Total estudouse só durante dúas campañas, con resultados dispares. Nunha delas as eliminacións foron practicamente nulas, debido á baixa concentración influente, mentres na outra atinxíronse valores de eliminación de *o*-PO₄³⁻ do 30% (FH) e do 50% (FV), e de PT do 30% (FH e FV). Porén, en ambas campañas destacou a maior eliminación no humidal FH2 (plantado con xuncos).

Nos humidais FH a eliminación de coliformes totais, coliformes fecais e enterococos fecais variou no rango de 1,5 a 3 UL, mentres nos humidais FV variaron no rango de 0,7 a 1,2 UL, en xeral estatisticamente inferiores que as rexistradas nos humidais FH. A eliminación de *Clostridium perfringens* resultou inferior e non se diferenciou entre as unidades FH (rango de 1,1 a 1,6 UL) e as unidades FV (0,8-0,9 UL).

Conclusións

Dentro das unidades de fluxo horizontal, as diferenzas en función do tipo de planta foron reducidas e puntuais. Así, FH5 mostrouse superior a FH2, FH3 e FH4 e FH2 superior a FH3 na eliminación de coliformes fecais, mentres FH2 se mostrou superior a FH3 e FH4 na eliminación de enterococos fecais. A unidade sen plantas (FH1) non mostrou diferenzas significativas en relación ao resto de unidades FH con plantas.

No que respecta ao tamaño de partícula nas unidades de fluxo vertical, a unidade FV2, con maior tamaño de partícula, mostrou en xeral eliminacións inferiores a FV1, mais as diferenzas só foron significativas no caso de enterococos fecais.

As porcentaxes de eliminación de HTP foron elevadas para as unidades FH plantadas (95-96%) e para FV1 con menor tamaño de partícula (92%), e inferiores para a unidade FH sen plantas (85%) e para a unidade FV2 con maior tamaño de partícula (80%). Non se atoparon diferenzas significativas en función do tipo de planta, pero si en función da presenza ou non de planta e do tamaño de partícula.

Observouse unha importante acumulación de HTP nos sólidos intersticiais do material filtrante. A densidade superficial era entre 3 e 9 veces máis elevada na zona de entrada en relación coa zona de saída dos humidais FH. Os datos de acumulación suxiren que os HTP alimentados á planta permanecían acumulados nunha porcentaxe importante no momento do estudo.

Acumulación de sólidos e emisións gasosas en humidais construídos

Finalmente o estudo da acumulación de sólidos e emisión de gases en humidais construídos de fluxo levouse a cabo mediante a realización de dúas campañas a 1,5 (I) e 2,3 (II) anos de operación nas que se determinou a densidade de sólidos acumulados e as súas características (materia volátil, demanda química de oxíxeno, biodegradabilidade aerobia e anaerobia, e actividade metanoxénica), con medicións por duplicado na zona de entrada e de saída de cada unidade. Para o estudo das emisións de metano e dióxido de carbono realizáronse seis campañas, a 1,4 (I, II), 1,7 (III), 2,0 (IV), 2,2 (V) e 2,4 (VI) anos de operación, con medicións simples na zona de entrada e de saída de cada unidade. A campaña I de sólidos e as campañas I-III de emisións corresponderon coa operación dos humidais a baixa carga orgánica superficial ($2,0 \pm 0,5$ gSST/m²·d e $2,4 \pm 0,8$ gDBO₅/m²·d), mentres a carga, na campaña II, de sólidos e nas campañas IV-VI de emisións foron de $0,8 \pm 0,2$ gSST/m²·d e $4,7 \pm 0,4$ gDBO₅/m²·d, por tanto menor en SST e maior en DBO₅.

Conclusións

A densidade de sólidos acumulados aumentou co tempo e coa velocidade de carga orgánica, pasando de 2,2 kgST/m² (0,17 kg SV/m²) na campaña I a 4,3 kgST/m² (0,47 kg SV/m²) na campaña II (p<0,05). Estes valores significan velocidades de acumulación de ST foi de 1,5 kg/m²·ano (0,12 kgSV/m²·ano) no primeiro período (de baixa carga) e de 2,5 kg ST/m²·ano (0,36 kgSV/m²·ano) no segundo período (maior velocidade de carga). O incremento da acumulación de SV é máis acusado que o de ST, de tal forma que a %SV aumentou desde o 8% (campaña I) ao 11% (campaña II) (p<0,10).

No que respecta ás características dos sólidos acumulados, aumentou a biodegradabilidade aerobia, que pasou de 0,13 (I) a 0,22 gDBO₅/gSV (II) (p<0,05), mentres diminuíu a biodegradabilidade anaerobia, desde 0,078 (I) a 0,055 gDQO-CH₄/gSSV (II) (p<0,05) e se mantivo constante a actividade metanoxénica, en 0,012 gDQO-CH₄/gSSV·d (p=0,59).

As únicas diferenzas salientables entre unidades son unha maior biodegradabilidade anaerobia dos sólidos acumulados en FH2 (0,11 gDQO-CH₄/gSSV) fronte ás demais unidades (no rango de 0,04-0,07 gDQO-CH₄/gSSV) en ambas campañas (p<0,05), e na campaña II unha maior biodegradabilidade aerobia en FH5 (0,3 gDBO₅/gSV) fronte ás demais unidades (rango de 0,17-0,25 gDBO₅/gSV) (p<0,1). Non se atoparon diferenzas significativas entre unidades para a densidade de ST e SV acumulados, a DQO dos sólidos ou a actividade metanoxénica dos sólidos. Porén, observáronse diferenzas significativas entre os valores obtidos para as zonas de entrada e saída de todos os parámetros agás densidade de ST e DBO₅.

A produtividade máxima de vexetación aérea en estado estacionario correspondeu aos xuncos, con 1,8 kgSV/m²·ano, e a mínima aos lirios, con 0,3 kgSV/m²·ano, situándose nunha posición intermedia e moi parecida entre si as tifas e os carrizos. Para estas dúas especies obtivéronse valores de 0,66 e 0,44 kgSV/m²·ano no terceiro ano, respectivamente, mais que puideron seguir aumentando en anos posteriores, sobre todo no caso do carrizo xa que o seu enraizamento e colonización a partir de talos con rizoma foi lento e dificultoso.

Para a condutividade hidráulica nos humidais FH resultaron medias de 203±49 (FH1 Entrada), 166±8 (FH1 Saída), 159±13 (FH con plantas Entrada), e 136±19 (FH con plantas Saída). Resumimos desta forma os resultados tras o estudo da varianza dos datos orixinais. A análise de varianza dos datos en conxunto indica que a CH na zona de saída é significativamente menor que na zona de entrada (p=0,027), mentres as

Conclusións

diferenzas entre a campaña I e II non son significativas ($p=0,655$). Así mesmo, non se atoparon diferenzas entre unidades plantadas ($p=0,404$), mentres que a unidade sen plantas presentou valores de CH superiores a FH4 e FH5 (a un nivel de probabilidade $p=0,1$). A perda de porosidade ó final do período de estudo resultou do 4-7%, congruente coa elevada condutividade hidráulica.

Rexistráronse emisións de CO₂ superiores nos humidais con vexetación (3500-5100 mgCO₂/m²·d) fronte ao humidal sen vexetación (3500 mgCO₂/m²·d), así como emisións de CH₄ maiores para o humidal sen vexetación (685 mgCH₄/m²·d) que para os humidais plantados (408-467 mgCH₄/m²·d). Porén, estas diferenzas entre unidades non resultan estatisticamente significativas ($p>0,3$).

Pola contra, atopáronse diferenzas significativas entre campañas ($p<0,03$), tanto para as emisións de CH₄ como de CO₂, que poderían explicarse polas variacións en sólidos acumulados e actividade metanoxénica, condicións de temperatura e substrato e vexetación. Os datos dispoñibles non permiten contrastar un modelo desta complexidade, mais si apuntar algúns comportamentos.

As emisións potenciais máximas poden estimarse como o produto do contido en sólidos pola actividade metanoxénica máxima, e resultaron de de 503 mgCH₄/m²·d na campaña I de caracterización da biomasa (día 530 de operación), e de 1460 mgCH₄/m²·d na campaña II (día 837). Estes valores de emisións corresponderían a unha situación de non limitación de substrato e temperaturas de verán (20-22 °C). En condicións de baixa carga orgánica, as emisións potenciais obtéñense a partir dos datos de velocidade inicial de biodegradación anaerobia dos sólidos acumulados, e resultaron de 42 mgCH₄/m²·d na campaña I e de 214 mgCH₄/m²·d na campaña II. Os datos de emisións rexistradas caen axeitadamente dentro deste rango de valores máximos e mínimos.

A correlación das emisións entre unidades compórtase de forma distinta para CO₂ e para CH₄. Para CO₂ non se atopou correlación entre FH2 e ningunha restantes unidades ($R^2 <0,12$), pero si para as outras tres unidades plantadas entre si ($R^2 =0,82-0,97$), ou entre estas e a unidade sen plantas ($R^2 =0,50-0,84$). Isto explícase polo carácter plurianual dos xuncos (FH2) fronte ao estacional das outras especies. Desta forma, pode atoparse un comportamento estacional diferenciado para as emisións de CO₂ en función do ciclo vexetativo da especie ou da ausencia desta.

Este comportamento estacional cambia en parte para as emisións de metano, xa que FH2 non se correlaciona con FH1 e FH5 ($R^2 <0,25$) pero si con FH3 e FH4

Conclusiones

($R^2 > 0,7$). Tampouco se obtivo correlación entre FH5 e FH4 ($R^2 = 0,37$) e entre FH5 e FH3 ($R^2 = 0,51$) pero si para os restantes pares de unidades ($R^2 = 0,67-0,88$).

Así mesmo, para cada unidade obtívose unha correlación lineal entre as emisións de CH_4 e CO_2 , con coeficientes de regresión de 0,94 (FH1), 0,83 (FH2), 0,99 (FH3), 0,93 (FH4) e 0,68 (FH5). A partir dos valores medios de emisións, obtense un coeficiente ou relación de emisións de 0,08-0,13 $\text{gCH}_4/\text{gCO}_2$ para as unidades plantadas, e de 0,20 para a unidade sen planta.

A temperatura ambiente móstrase como a única variable que explica os valores de emisións en cada unha das unidades, explicando por si soa máis do 60% e do 80% da variabilidade das emisións de CH_4 e CO_2 , respectivamente. Exclúense deste comportamento as emisións de CO_2 na unidade plantada con xuncos, o que se achaca ao carácter estacional desta especie. Pola contra, nas condicións do presente estudo, non se atopou correlación entre as emisións e a densidade de sólidos volátiles, a velocidade de carga orgánica ou a actividade metanoxénica.

As menores emisións rexistráronse en condicións de inverno (campañas I, II e V), e as maiores en condicións de verán (III) ou estacións intermedias con máis alta carga orgánica (IV e VI). O efecto da sega da vexetación sobre as emisións, en condicións de inverno, non foi significativo.

En contra do esperado, as emisións medias de CH_4 son maiores na saída (475 $\text{mgCH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) que na entrada (354 $\text{mgCH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), a un nivel de probabilidade $p = 0,048$. No caso do CO_2 , estas medias son moi similares e sen diferenzas estatísticas (3737 e 3793 $\text{mgCO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ para entrada e saída, respectivamente, $p = 0,93$).