

**DEPURACIÓN DE AUGAS
RESIDUAIS DUN CENTRO
UNIVERSITARIO CON SISTEMA
DE TRATAMENTO COMBINADO
DIXESTOR
ANAEROBIO/HUMEDAIS
CONSTRUÍDOS**

**TANIA CARBALLEIRA AMARELO
PROXECTO DO MÁSTER OFICIAL DE POSGRADO**

BIOTECNOLOXÍA AVANZADA 2010/2012



ÍNDICE

1- RESUMO E OBXECTIVOS DO ESTUDIO	3
2- INTRODUCCIÓN TEÓRICA	4
2.1- Estado actual dos Sistemas de Depuración de Augas Residuais en Galicia	6
2.2- Sistemas de Tratamento das Augas Residuais Urbanas.....	7
2.3- O Tratamento Anaerobio de Augas Residuais Urbanas.....	7
2.4- Depuración en Humidais Construídos	8
<u>Humidais de Fluxo Superficial</u>	9
<u>Humidais de Fluxo Subsuperficial: Humidais de Fluxo Horizontal e Vertical</u>	10
<u>Mecanismos de eliminación dos contaminantes en Humidais Construídos</u>	12
2.5- Sistemas de Depuración Dixestor-Humidal	17
2.6- Elección das especies vexetais de Humidais Construídos axeitadas para Galicia.....	18
3- MATERIAIS E MÉTODOS	21
3.1- Instalación Experimental.....	21
3.2- Métodos de Análises	23
4- RESULTADOS OBTIDOS	34
5- CONCLUSIÓNS	39
6- ANEXOS	40
8.1- Anexo I: Agradecementos.....	40
8.2- Anexo II: Bibliografía	40
8.3- Anexo III: Mapas de localización e fotografías da instalación experimental.....	42
8.4- Anexo IV: Nomenclatura.....	45

1- RESUMO E OBXECTIVOS DO ESTUDIO.

Dispónse dunha planta depuradora a escala piloto, construída co obxectivo de estudar o tratamento *in situ* das augas residuais procedentes da facultade de Filloxía, fundamentalmente do comedor dese centro, e colaborar desta forma ao avance do Proxecto Sostauga de xestión sostible da auga na Universidade da Coruña (UDC). Esta planta está constituída por un dixestor anaerobio de fluxo ascendente (UASB), como sistema de pretratamento, seguido de cinco humidais artificiais de fluxo horizontal subsuperficial (FH) e dous de fluxo vertical (FV) en paralelo. Nas cinco unidades FH estudouse por comparación o efecto do tipo de planta macrófita empregada e nos dous FV estableceuse a comparación cos FH en función do tamaño da grava empregado como medio filtrante (FV1: area 1-3 mm, FV2: grava fina 3-6 mm). As plantas empregadas foron o xunco (*Juncus effusus*), lirio (*Iris pseudacorus*), tifa (*Thypha latifolia*), e carrizo (*Phragmites australis*), todas elas autóctonas. A presente campaña de estudo da eficiencia realizouse ó cabo de dous anos da posta en marcha da planta.

Os valores medios de carga hidráulica aplicados están entre 21-23 mm/d para os humidais horizontais e 77-90 mm/d para os humidais verticais, mentres que os valores de velocidade de carga orgánica superficial foron de 5 e 19 g DQO/m²·d para os humidais horizontais e verticais, respectivamente. A eficiencia de eliminación obtida foi próxima ao 90% para humidais horizontais sen atopar evidencias definitivas que permitan diferenciar a capacidade de depuración en función da especie vexetal. Igualmente non se observaron diferencias claras nos humidais verticais, en función do tamaño da grava do medio granular. Pola contra, nas condicións de operación aplicadas, os humidais horizontais mostraron unha maior eficacia que os de fluxo vertical, así, o factor de escalado relativo entre os humidais de fluxo vertical e horizontal de 1:4 (relacións de áreas FV:FH) resulta excesivo. Como alternativa, propónse reducir este factor, ou ben ensaiar un medio granular máis fino para os humidais verticais.

1- INTRODUCCIÓN TEÓRICA.

As Augas Residuais Urbanas (ARU) presentan de forma xeral unha gran diversidade que fai necesario realizar un estudio de caracterización para poder definir a mellor estratexia de tratamento das mesmas con obxecto de cumprir a normativa vixente (Directiva 91/271/CE) [1]. Os parámetros comunmente analizados para a caracterización, segundo a citada normativa, amósanse na **Táboa 1**.

Táboa 1. Parámetros comunmente empregados para a caracterización de ARU segundo a Directiva 91/271/CE [1].

Biolóxicos	Físicos	Químicos
Organismos patóxicos	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 Volátiles Temperatura (°C) Turbidez (UNT**)	Materia Orgánica (mg O ₂ /L) <ul style="list-style-type: none"> DQO (Demanda Química de Osíxeno) DBO₅ (Demanda Biolóxica de Osíxeno) Nitróxeno (mgN/L) <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 [2]. Sen embargo, as ARU tratadas neste caso específico son fundamentalmente as do comedor da Facultade de Filoloxía polo que a súa composición sería similar á dunha Auga Residual Doméstica pero ó mesmo tempo arrastra tamén augas sanitarias e augas de esorrentía, de xeito que ditas augas presentan unha importante dilución en períodos de chuvia. A composición xeral destas augas en diversas cidades españolas amósase na **Táboa 2**.

Táboa 2. Parámetros de composición habituais en ARU e os valores normais 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 3**.

Táboa 3. Contaminantes presentes nas ARU e impactos máis significativos que se poden dar asociados á súa presenza [3].

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.
<ul style="list-style-type: none"> Compostos orgánicos tóxicos 	Dificultade da aireación da auga. Toxicidade para a vida acuática. Ecotoxicidade dalgúns compostos (ex. sales de metais pesados).
Materia Inorgánica	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.

2.1- 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 augas residuais urbanas (Directiva 91/271/CE) [1] establecida na **Táboa 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 vertidos 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 vertidos contaminantes de forma esporádica ou permanente. O consumo de osíxeno, a saturación dos leitos por partículas e a acumulación de substancias non biodegradables, xunto coa contaminación por amoníaco e por microorganismos patóxenos, son as principais ameazas da contaminación das augas en Galicia.

Táboa 4. Concentracións máximas dos parámetros en ARU tratadas fixadas na Directiva 91/271/CE [1].

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

2.2- Sistemas de Tratamento das Augas Residuais Urbanas.

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, 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.

2.3- O Tratamento Anaerobio de Augas Residuais Urbanas.

Este tipo de tratamento enténdese como sistema combinado de tratamento primario e tamén secundario e baséase na 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 [4-5]. 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 augas residuais urbanas. Un dixestor RAFA consiste nun tanque 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 (véxase a **Figura 5** máis adiante). 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 (temperaturas, etc), abonda cun volume de dixestor duns 100-200 l/habitante.

2.4- Depuración en Humidais Construídos.

Os humidais construídos (HC) 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. Os humidais construídos tamén son denominados humidais artificiais.

Existen diferentes opcións ou tipoloxías de humidais artificiais para a depuración de augas residuais [6-9]. 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 ao 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 [10].

En función do fluxo da auga, os humidais artificiais clasifícanse en Fluxo Superficial ou Subsuperficial, tal e como se pode observar na **Figura 1**.

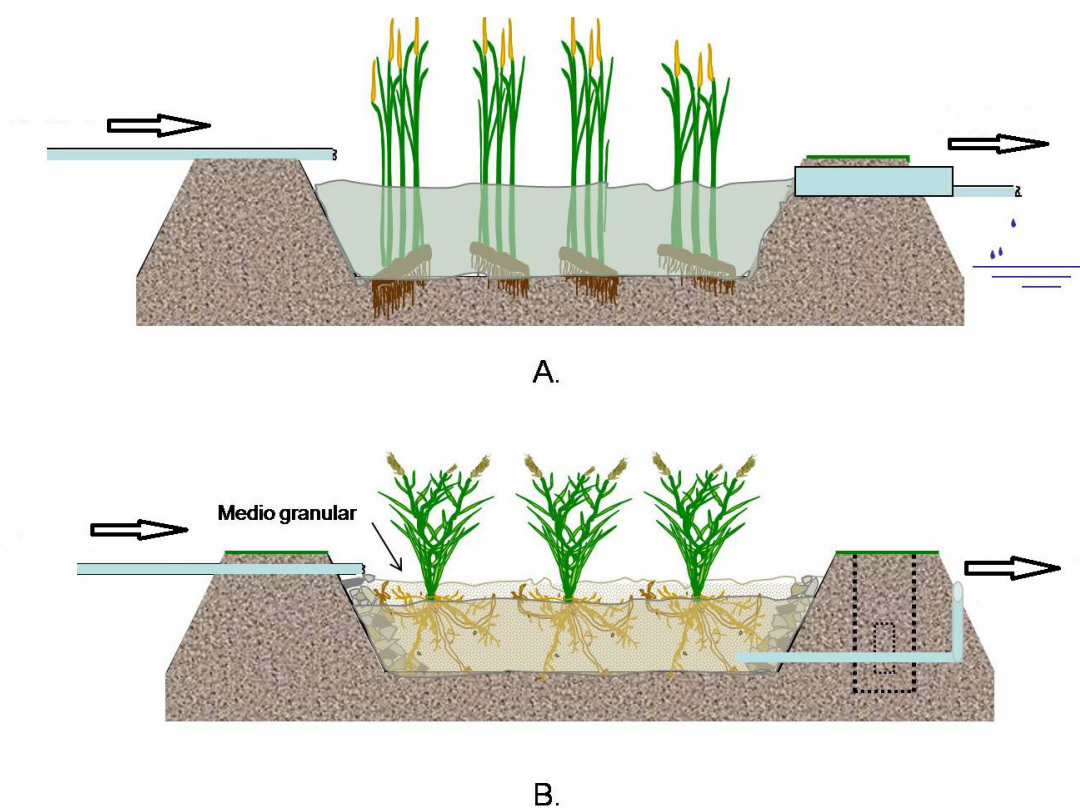


Figura 1. A: HC con fluxo superficial e B: HC con fluxo subsuperficial horizontal. [11]

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 humidais como unha modificación dos sistemas naturais. A profundidade da lámina da auga é duns 0.3 a 0.4 m. Porén, nos humidais 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 humidais de fluxo subsuperficial clasifícanse segundo o sentido de circulación da auga en humidais de fluxo subsuperficial horizontais e verticais (FHSS e FVSS respectivamente).

Humidais de Fluxo Horizontal (FH).

Nestes sistemas a auga circula de forma horizontal a través do leito ou grava e das raíces e rizomas das plantas (**Figura 1**). 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 e con cargas de arredor de 6 g DBO/m²d. 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 de efluente 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 colocárase un leito distinto con obxecto de diferenciar as citadas zonas. 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; polo que 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.

- *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 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.

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 (**Figura 2**).

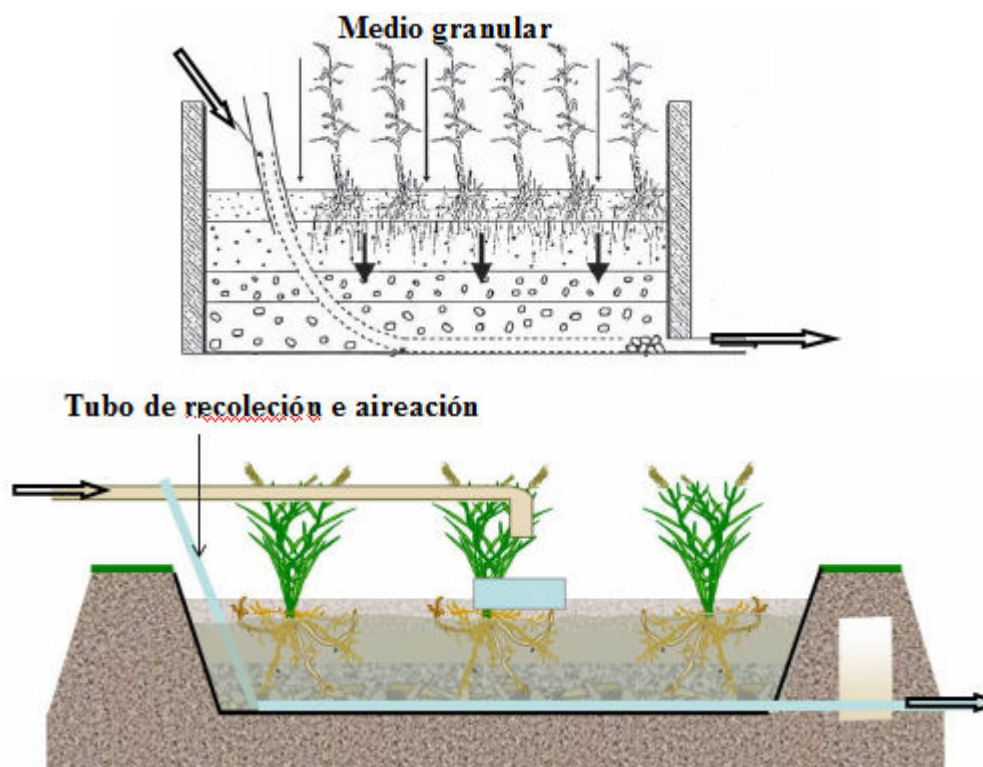


Figura 2. HC de fluxo vertical.

A profundidade do medio granular está entre 0.5 e 0.8 m e operan con cargas de 20 g DBO/m²d. 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 colmatación. 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.
- *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 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.*
- *Tubarias de aireación:* Estes elementos son empregados para lograr a aireación do medio con obxecto de favorecer os procesos de nitrificación e degradación aeróbica.

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 para a eliminación de nutrientes e na actualidade para a eliminación de microorganismos fecais [6-8].

- *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 tratamento primario previo sería 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 da 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 3**). 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, sendo esta degradación depreciable fronte á degradación anaeróbica [12] 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 nitróxeno total e en cambio a ausencia de nitrato, o que suxire que o nitrato formado é eliminado rápidamente 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 escaseza 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 H₂. 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 [13]. 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 [14]. 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 nestos prevalecen as vías aeróbicas. Tanto para a DBO como para a DQO son acadados rendementos de eliminación da materia orgánica en torno ó 75 e 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 heterotróficas. Polo tanto, a eliminación de nitrato en humidais verticais é moi complicada polo que se soen combinar estes cos humidais horizontais que posúen maior cantidade de zonas anóxicas. Por outra banda, o amonio entrante no caudal do efluente pode ser retido por adsorción, sen embargo, 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 coa posible desorción do mesmo co paso do tempo. Deste xeito non se logran acadar rendementos de eliminación superiores ó 20%. 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 [15].

- *Microorganismos fecais:* Para avaliar a capacidade de eliminación destes patóxenos en humidais construídos sóese estudar por exemplo a eliminación de coliformes fecais acadándose unha eliminación de entre 1 e 2 unidades logarítmicas/100 mL 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 [16], 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 amósanse na **Táboa 5** e na **Figura 3**.

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 [17]. 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 límitase 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.

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 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 a 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.

Táboa 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.

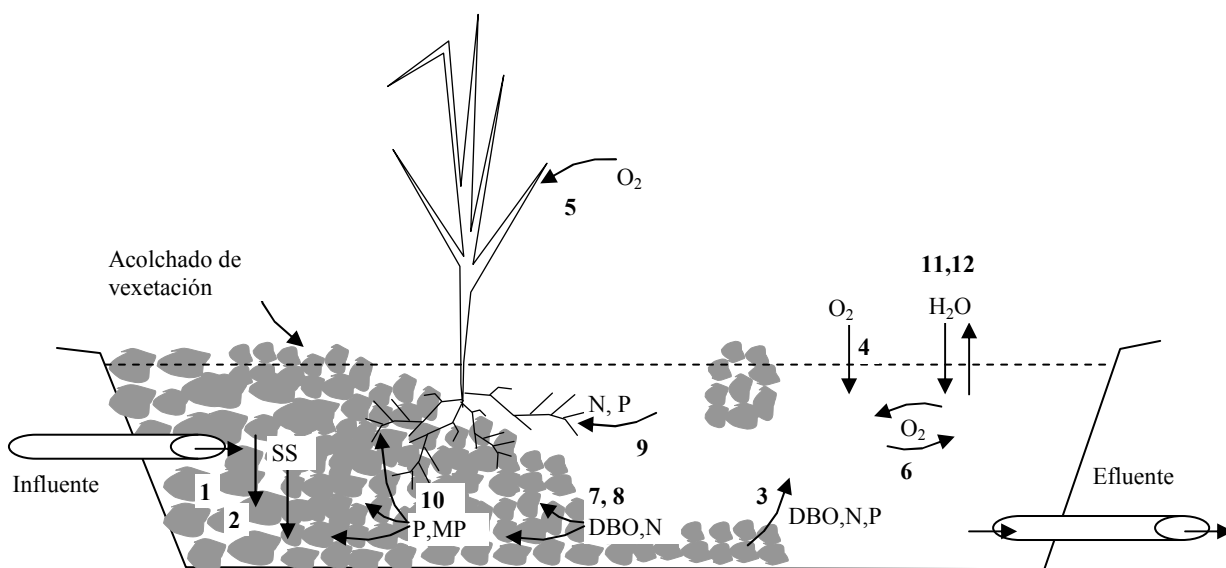


Figura 3. Esquema conceptual dun HC para a depuración de augas residuais (Acrónimos: ver pé da Táboa 5)

2.5- Sistemas de Depuración Dixestor-Humidal.

Os sistemas de depuración descentralizados e de baixo custo resultan axeitados para a súa aplicación nas zonas rurais, e os seus baixos requirimentos tecnolóxicos e enerxéticos, xunto cunha moi baixa ou nula xeración de lodo, son factores de sustentabilidade a ter en conta. Neste sentido, a combinación da dixestión anaerobia con tratamentos naturais en zonas húmidas constitúe unha fórmula nova de gran interese [18]. As razóns a favor do uso combinado destas dúas tecnoloxías son as seguintes:

- A dixestión anaerobia permite un pretratamento de grande importancia para o correcto funcionamento do humidal, ao tempo que permite reducir a área de terreo necesaria.
- O humidal, correctamente deseñado e dimensionado, permite acadar unha elevada calidade do efluente tratado.
- Ambas tecnoloxías manteñen as características de sustentabilidade derivadas dun baixo ou nulo consumo enerxético e xeración de lodo, baixos requirimentos tecnolóxicos e facilidade de mantemento.

Para o emprego destes sistemas no tratamento das ARU cómpre ter en conta tamén o deseño dun tratamento previo co fin de eliminar sólidos grosos (pedras, ramas, plásticos, trapos, etc..), graxas e areas que poidan interferir e danar ós sistemas posteriores de UASB e Humidais Construídos. Normalmente, nestes sistemas de tratamento combinado Dixestor Anaerobio-Humidais Construídos sóense empregar como tratamento previo un aliviadoiro e máis un canal de desbaste. O aliviadoiro ten como obxecto asegurar o reparto equitativo do caudal de entrada eliminando o caudal en exceso resultante de momentos puntuais e o canal

de desbaste consiste nunha rella que evita o paso de sólidos de maiores dimensións ó interior do dixestor.

2.6- 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. Deben ser perennes e 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 2 [7]. 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 6 e 7 indícase unha selección de plantas para sistemas FHSS e FHS en USA [9]. Segundo estes autores, as tífas empréganse en sistemas FHS, e non serían tan recomendadas para sistemas FHSS.

Táboa 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 7. Especies axeitadas para humidais 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 6 e 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”, 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 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 de A Coruña.

Táboa 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) [18]. ^cTA: Tratamento anaerobio non especificado.

2- MATERIAIS E MÉTODOS.

3.1- 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 [19]. O conxunto da instalación amósase na **Figura 4**, e consta un dixestor UASB, cinco unidades de humidal de fluxo horizontal e dúas de fluxo vertical 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.

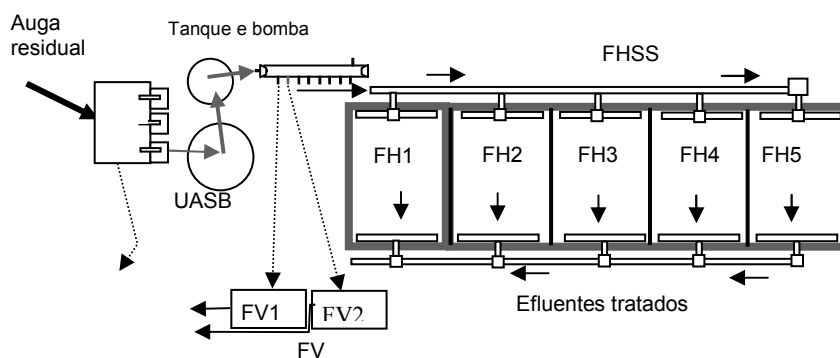


Figura 4. Planta piloto de A Zapateira, Campus da UDC.

Cada unha das unidades FH ten unha superficie de 12 m² (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). 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 m² (1,5 m ancho x 2 m longo), e consisten en recipientes de fibra de vidro de 1,5 m³ 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 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 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. O influente dirixiuse por gravidade desde o UASB ata unha cámara de carga, dende a que un sifón autocebante realiza unha adición intermitente de 3-4 veces ao día.

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 5**, na que se indican algunhas das principais dimensións da instalación.

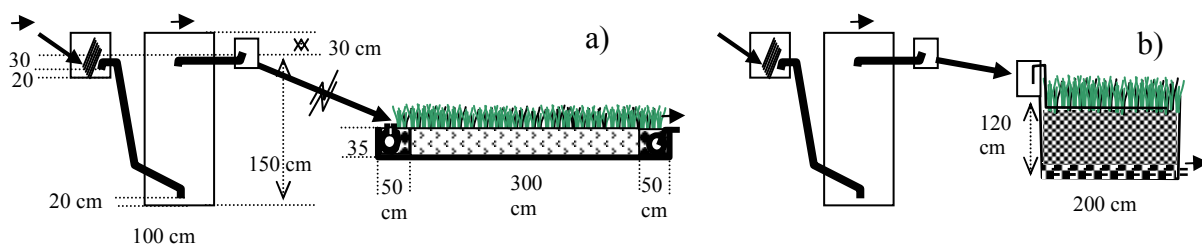


Figura 5. Esquema básico de UASB-Humedal para unha vivenda unifamiliar: a) HC FHSS, b) HC FV.

Nas cinco unidades FH estúdiouse 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.

3.2- Métodos de Análises.

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

Análises ou determinacións “in situ”:

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

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

-*pH e potencial redox*: electrodo “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 de 220 mV para potencial redox.

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

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

-*Temperatura*: termómetro dixital de -50 a 150 $^{\circ}\text{C}$.

Análises ou determinacións en laboratorio.

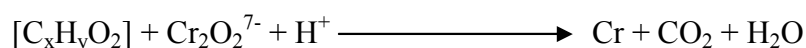
Os métodos analíticos empregados foron en xeral os indicados no *Standard Methods* (APHA, 1995).

- **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 selo con oxidantes fortes, como o dicromato potásico en disolución ácida.

O ensaio debe facerse a temperatura elevada (150 $^{\circ}\text{C}$) [20]. Para facilitar a oxidación de certas clases de compostos orgánicos necesítase un catalizador (sulfato de prata). A reacción principal con dicromato como axente oxidante pode ser representada dun modo xeral pola seguinte ecuación:

Catalizador e calor



Sométese a mostra a unha dixestión con exceso de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$).
Despois da dixestión, o dicromato de potasio non-reducido que queda determínase pola valoración de sulfato de amonio ferroso.

Reactivos

1. Solución dixestora ($K_2Cr_2O_7 + HgSO_4$ 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 ($K_2Cr_2O_7$).
5. Disolución indicadora de ferroína.

Material

1. Tubos de dixestión de vidro Pyrex 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.
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, engádese 10 mL da solución patrón de dicromato a unha mezcla 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 cálculo da DQO exprésase en mg de O₂/L e ven determinado pola seguinte expresión:

$$DQO = ((B-A)*N*8000)/2.5$$

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:

$$N = (10*0.003)/C$$

Onde,

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

- **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 Fe²⁺, SO₃, S²⁻, 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). 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, para que a determinación de DBOc sexa efectiva.

Reactivos

1. Hidróxido sódico en escamas.
2. Nutrientes: CaCl₂, FeCl₃, MgSO₄ 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 Scientfca 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 DBO₅ 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)	Volumen de auga na botella (mL)
A:O ÷ 1000	100
B:O ÷ 600	150
C:O ÷ 250	250
D:O ÷ 90	400

Para concentracións maiores o equipo admite dilucións.

3. O volume específico é tomado coa probeta e vértese sobre a botella de vidro afumada, na que xa se atopa o imán, e na que a continuación son adicionados con micropipeta os micronutrientes (1 mL/L) e o inhibidor de nitrificantes (2 mL/L), déixase axitando no bloque magnético para que acade a temperatura de 20°C, ponse sobre a botella o capuchón e engádesse con axuda dunha espátula a NaOH necesaria, sobre a botella enróscase a cabeza manométrica que se programa para comezar a toma de datos.

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

Os sólidos en suspensión totais son os que quedan como residuo no filtro, de 1,2 µm de diámetro de poro, 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 valeiro, consistente en bomba de valeiro, matraz kitasato, embudo de vidro, placa porosa e pinzas de suxeción.
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. Desecador.
7. Balanza analítica.
8. Axitador magnético e imán.
9. Probeta de plástico de 250 mL.

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 valeiro.
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:

$$\text{SST (mg/L)} = ((M1-M2)/V)*10^6$$

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:

$$\text{SSV (mg/L)} = ((M2-M3)/V)*10^6$$

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 centrala mostra por centrifugación.

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

O fósforo atópase nas augas residuais casi 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.

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

O principio deste método é a formación de ácido molibdofosfórico que se reduce con cloruro estagnoso a azul de molibdeno de color intenso e que se determina por 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 μ m de diámetro de poro.
2. Tubos de ensaio de 30 mL.
3. Micropipetas de 1-10 mL e 100-1000 μ L 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 según o método empregado 25 mL de mostra filtrada previamente por filtro de 0.45 μm (poderanse facer as dilucións axeitadas segundo conveña) coa micropipeta e nos tubos de ensaio e, de igual xeito se fai con auga destilada para constituír o branco.
2. Sobre as mostras engádesse 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 a 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.

- **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 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.

Procedemento

1. Son tomados 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:

$$\text{NTK (mg/L)} = (\text{V2} \cdot \text{N} \cdot 14000) / \text{V1}$$

Nitróxeno como NH₄⁺: [N-NH₄⁺]

O amonio é determinado por unha medición sinxela con electrodo selectivo (Crison 9663) facendo previamente un calibrado dende 1 ata 100 ppm ou mg/L con dilucións a partir dunha disolución nai de 0.1M NH₄Cl e empregando MgSO₄ como axustador da forza iónica, seguindo o procedemento básico do funcionamento de dito electrodo 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) engádesse un volume do 10% do axustador de forza iónica previamente preparado e determínase o potencial indicado polo electrodo. 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 electrodo.

O principio de funcionamento do electrodo selectivo consiste no seguinte: o amoníaco atópase en disolucións acuosas nas formas de NH_{3(aq)} e NH₄⁺. Para pH superiores a 11 todo o amoníaco presente convértese a NH_{3(aq)}. Esta especie difunde a través da membrana selectiva do electrodo hacia unha disolución interna de NH₄Cl onde se establece o equilibrio químico:



De xeito que se ten que cumprir que [NH₄⁺][OH⁻] = k [NH₃], como a disolución de NH₄Cl é o suficientemente concentrada pódese considerar que a [NH₄⁺] é constante, de modo que [OH⁻] = [NH₃] k.

A sonda interna do electrodo detecta o potencial redox (E) que é función da [OH⁻], así:

$$E = E^0 - k \ln [\text{OH}^-]$$

Como [OH⁻] ~ [NH₃], 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:

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

Nitróxeno como nitritos e nitratos: [N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻]

Para realizar esta determinación as mostras teñen que ser previamente filtradas a través de filtros acoplados a xeringa de 2µm 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 movibilidade 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 µm. Como electrolito conductor 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.

- **Microorganismos patóxenos**

As mostras para a determinación de microorganismos patóxenos son tomadas de forma puntual en material completamente estéril e entregadas directamente ó laboratorio de microbioloxía³ para a determinación de Coliformes Totais, Coliformes Fecais, 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.

³Agradecementos a E. Torres, profesor de microbioloxía da Univ. de A Coruña polas análises realizadas.

4. RESULTADOS OBTIDOS.

Realizouse unha campaña de seguimento, tras dous anos de operación da planta, que incluíu un período de mostraxe de 4 semanas, obténdose en cada caso e para cada un dos puntos de estudo mostrax integradas dun período de 24 horas. Os resultados obtidos na caracterización das augas de entrada amósanse na táboa 9 (valores por semana e valores medios).

Táboa 9. Características das augas alimentadas á planta piloto

Semana	pH	T (°C)	TSS (mg/L)	VSS (mg/L)	TCOD (mg O ₂ /L)	BOD ₅ (mg/L)
1ª semana	8,6	16,9	346	326	557	224
2ª semana	8,7	21,5	258	246	310	148
3ª semana	8,6	17,1	205	195	329	188
4ª semana	8,1	18,1	424	385	568	248
Media do período global	8,5	18,4	308	288	441	202

As características das augas residuais de entrada á planta piloto son típicas de augas residuais con carga orgánica débil ou media. A evolución da carga orgánica das mesmas débese fundamentalmente ó nivel de precipitacións existentes (xa que ademais de recoller as augas residuais procedentes da facultade de filloxía se recollen tamén parte das augas de escorrentía da facultade, e aparcamento da mesma, derivadas das precipitacións) así como ó nivel de actividade no centro, asociado este ó período lectivo. Tendo en conta que a primeira semana se corresponde ó período 03/10/2011 ata 10/10/2011 e así de xeito consecutivo ata a cuarta e última semana que se corresponde coa do 24/10/2011 a 31/10/2011, a variación da carga orgánica nas augas de entrada amosa unha relación inequívoca cos datos de precipitacións acadados [21] que se presentan na **Figura 6**, na que se estima claramente que o maior nivel de precipitacións acadados corresponden coa determinación da segunda campaña afectando de forma importante ó descenso da carga orgánica na segunda semana de mostraxe e incluso á terceira onde se amosa tamén por tanto, a maior redución na carga orgánica debido á dilución coas augas de chuvia.

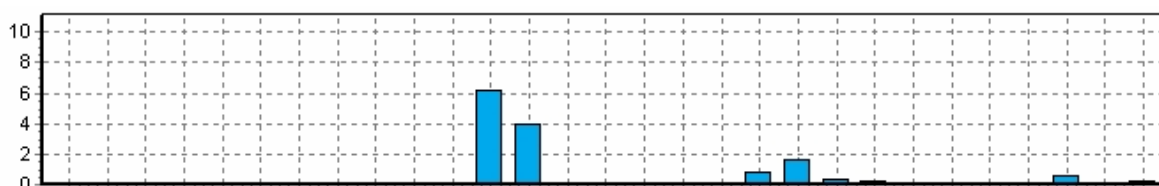


Figura 6. Variación diaria de precipitacións en L/m² proporcionadas polo Instituto Metereolóxico de Galicia:

www.meteogalicia.es a través da estación de A Coruña [21].

Parámetros de carga orgánica.

As análises realizadas sobre as augas de saída tras o tratamento combinado Dixestor/Humidais construídos indican que se acadan porcentaxes de eliminación medias do 90% no caso dos humidais horizontais e un pouco inferiores para os humidais verticais, cumprindo en xeral cos valores límites de vertido de augas residuais especificados pola Directiva 91/271/CE [1], como se amosa na táboa 10 e en comparación coas Táboas 4 e 9.

Táboa 10. Capacidade e eficiencia de tratamento para cada humidal.

	FH1	FH2	FH3	FH4	FH5	FV1	FV2
Planta	Sen plantar	<i>Juncus effusus</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Thypha latifolia</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Phragmites australis</i>
VCH (mm/d)	22,1	21,3	22,3	22,3	22,2	77,4	89,6
VCOS (g/m ² .d)							
SST	2,5	2,4	2,5	2,5	2,5	8,7	10,1
DQO	5,0	4,8	5,0	5,0	5,0	17,4	20,1
DBO ₅	3,2	3,1	3,2	3,2	3,2	11,2	13,0
Eficiencia de Eliminación (%)							
SST	94,9	87,3	87,6	84,5	91,8	75,3	73,7
DQO	93,6	87,0	83,4	80,2	93,9	73,5	74,0
DBO ₅	94,5	91,3	83,9	89,5	91,4	70,6	74,5
Concentracións medias no influente e nos efluentes (mg/L)							
SST	112,3	5,7	14,3	13,9	17,4	9,2	27,7
DQO	224,4	14,3	29,1	37,3	44,5	13,7	59,5
DBO ₅	145,3	7,9	12,6	23,3	15,3	12,5	42,7

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

Os valores medios de carga hidráulica aplicados están entre 21-23 mm/d para os humidais horizontais e 77-90 mm/d para os humidais verticais, mentres que os valores medios de carga orgánica superficial foron de 5 e 19 g DQO/m².d para os humidais horizontais e verticais, respectivamente.

As velocidades de carga hidráulica e de carga orgánica superficial foron aproximadamente 4 veces maiores para as unidades FV en comparación coas unidades FH. As eficiencias lixeiramente inferiores para as unidades FV indican que na actual configuración, o factor de relación de áreas FV:FH de 4 resulta demasiado elevado, polo que recomendamos empregar un factor lixeiramente inferior. Porén, este resultado podería verse modificado no caso de empregarmos un medio filtrante aínda máis fino que o empregado para a unidade FV1.

Tendo en conta as eficiencias de eliminación parece que o humidal máis efectivo para a depuración é o humidal sen planta, seguido de cerca polo humidal FH5 plantado con *Phragmites australis* e este polo humidal FH2, seguido de FH4 e finalmente de FH3 que só supera en eficacia ós humedais verticais.

Mediante o emprego das eficacias de eliminación obtidas e tendo en conta as concentracións medias do influente (saída de UASB), amosadas na **Táboa 10**, obtéñense as concentracións medias de efluente para cada humidal que se se comparan cos parámetros máximos de vertido fixados pola directiva 91/271/CE ilustrados na **Táboa 4**, permiten deducir o cumprimento da citada normativa a excepción do incumprimento nos valores de DBO₅ para os efluentes dos humidais verticais.

Na determinación de parámetros in situ pódese estudar a variación dos parámetros coa semana de mostreo, aspecto que non tería moita lóxica se temos en conta a influencia da dilución exercida polas precipitacións como sinalábamos anteriormente e tamén a relación de variación entre ditos parámetros físicos que se pode observar na **Figura 7**.

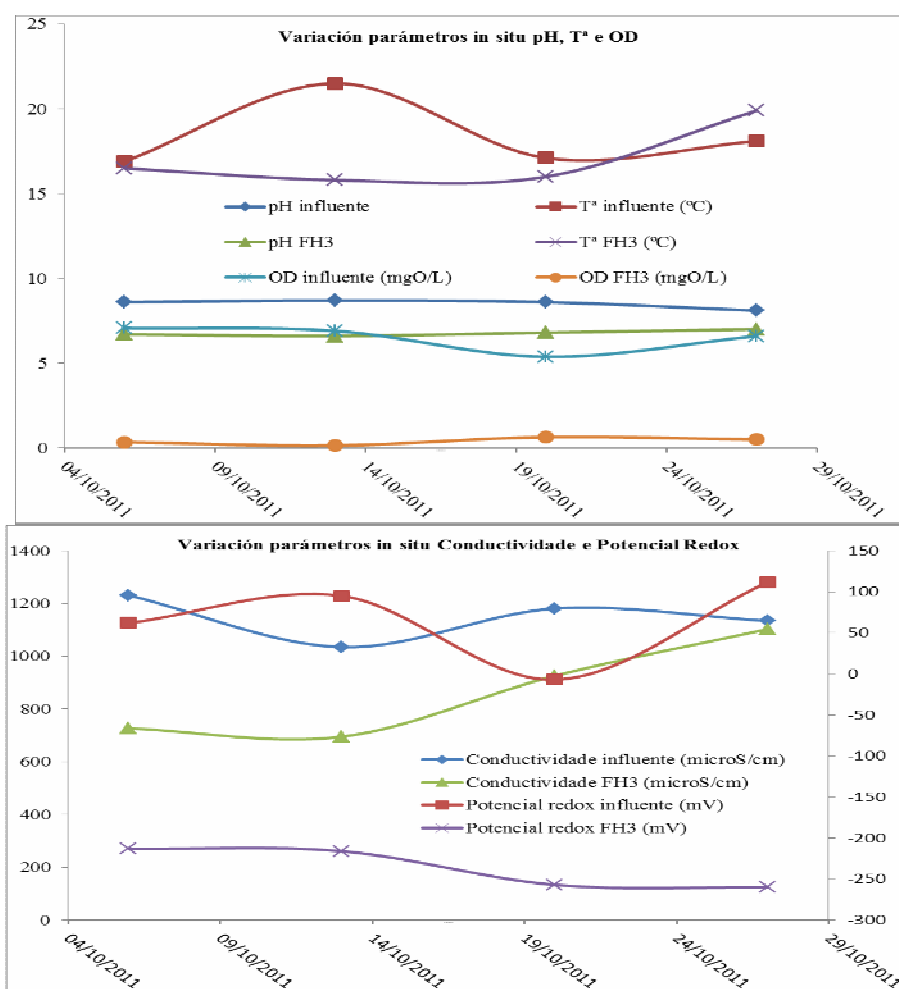


Figura 7. Variación dos parámetros *in situ* en mostras de entrada e unha mostra de saída representativa.

O pH, a temperatura e a condutividade seguen unha variación irregular, se ben é certo que os valores de pH, no influente, se manteñen no rango de 6,5-8,0 próximo á neutralidade e que a condutividade de saída do humidal é inferior sempre que a de entrada o que implica unha redución de sales no humidal. En canto ó resto de parámetros pode verse claramente nas dúas mostras que unha diminución leve do osíxeno disolvido leva implicado tamén unha redución nas condicións redutoras polo que o potencial redox diminúe notablemente. De xeito xeral, os parámetros in situ obtidos para a mostra representativa da calidade das augas de saída (FH3), son inferiores notablemente ós mesmos parámetros obtidos na auga de entrada en planta o que implica unha redución de sales no conxunto UASB/Humidal traducido nun descenso da condutividade, un descenso nos valores de osíxeno disolto e potencial redox asociado ás condicións anóxicas dos humidais e unha invariabilidade sustanciabile en parámetros como o pH e a Temperatura.

Patóxenos

Para a realización de análises de patóxenos nas augas de entrada e de saída foron recollidas mostras puntuais durante as catro semanas. A continuación analizáronse no laboratorio de microbioloxía a presenza de diversos microorganismos como indicadores de contaminación típica destas augas: Coliformes totais e fecais, Enterococos fecais e *Clostridium perfringes*. Os resultados de eliminación obtidos mediante o tratamento combinado amósanse a na **Figura 8** en unidades logarítmicas.

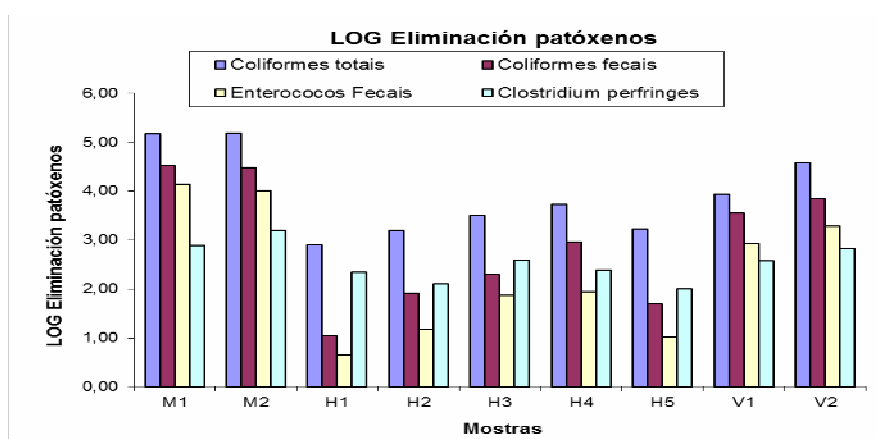


Figura 8. Contaminación fecal en unidades logarítmicas.

O tratamento gráfico dos valores medios, permite observar que a redución de contaminación fecal é de forma xeneralizada de dúas ou tres unidades logarítmicas para cada un dos humidais dependendo do microorganismo estudado. Se ben é certo que o tratamento con dixestor anaerobio non acadou unha boa eliminación en canto a este tipo de

microorganismos. Así, cabe destacar tamén que os humidais verticais presentan tan só a diminución dunha ou dúas unidades logarítmicas con respecto ás mostras de entrada, polo que concluimos que a maior capacidade de eliminación se presenta nos HF, fundamentalmente H1 e H5, sen poder obter conclusións claras da eficacia relativa ó tipo de planta.

Nutrientes.

Os nutrientes esenciais Nitróxeno e Fósforo foron analizados tamén nas súas formas químicas presentes nas augas residuais tanto en mostras de entrada como de saída, co fin de ver tamén a capacidade de eliminación dos mesmos. Os datos acadados poden observarse na **Táboa 11**.

Táboa 11. Valores medios de nutrientes e % de eliminación no dixestor anaerobio e nos distintos humidais.

	M1	M2	H1	H2	H3	H4	H5	V1	V2
σ -[PO ₄ ³⁻] (mg/L)	0,9	0,9	0,7	0,5	0,6	0,6	0,6	0,4	0,4
%Eliminación		2,3	21,5	39,9	25,5	30,2	27,4	51,8	50,9
Fósforo total (mg/L)	14,8	13,6	10,9	7,0	9,6	9,2	9,6	8,9	10,1
%Eliminación		8,2	19,6	48,2	29,2	32,5	29,4	34,7	25,4
N-NH ₄ (mg/L)	83,8	86,8	53,9	39,6	58,9	56,6	41,8	41,9	58,0
%Eliminación		-3,5	37,9	54,4	32,2	34,8	51,9	51,7	33,2
NTK (mg/L)	88,7	80,3	42,8	35,7	51,5	47,5	38,4	36,1	50,1
%Eliminación		9,5	46,6	55,5	35,8	40,8	52,2	55,0	37,5

En tódolos casos a eficacia de eliminación é moi superior mediante o sistema global DA/HC que mediante sistemas aillados de tratamento. En canto ó fósforo parece que a capacidade de eliminación de humidais horizontais é próxima ó 30% e nos verticais ó 40%, de xeito similar ocorre co Nitróxeno que de forma xeral logra un 40% de eliminación en humidais horizontais e verticais. Tamén se realizaron análises de determinación de nitritos e nitratos aínda que os resultados obtidos manifestan ausencia dos mesmos (LOQ<5ppm) en tódalas mostras e en tódalas semanas a excepción da saída de V1 e nalgúns casos V2 o que demostra que os humidais verticais funcionan correctamente no tocante ós procesos de nitrificación se refire. Os resultados obtidos de nutrientes permiten entón concluir un mellor funcionamento efectivo de V1 que de V2 debido quizáis, ó menor diámetro de grava e a conseguinte maior retención dos contaminantes.

5- CONCLUSIONES.

O tratamento dos efluentes residuais dun centro universitario nun sistema dixestor-humidal resultou axeitado, cumpríndose en xeral todos os límites fixados na actual normativa. A eficiencia de eliminación obtida foi próxima ao 90% (para SS, DQO e DBO) para humidais horizontais sen atopar diferencias significativas na capacidade de depuración en función da especie vexetal. Nos humidais verticais non se observaron diferencias definitivas en función do tamaño da grava, aínda que se pensa que un medio granular con menor diámetro de grava que os dous empregados permitiría acadar unha maior eficiencia na capacidade de depuración. Nas condicións de operación aplicadas, o factor de escalado relativo entre os humidais de fluxo vertical e horizontal de 1:4 (relacións de áreas FV:FH) resulta nunha menor eficiencia dos primeiros. Así mesmo, os humidais de fluxo horizontal mostráronse superiores aos de fluxo vertical en canto á eliminación de patóxenos (96% HF e 80% VF) e parámetros de carga orgánica (~90% HF e 75% VF) pero non tanto á de nutrientes na que os humidais verticais acadan unha eliminación próxima do nitróxeno (44%) pero unha superior do fósforo (22% HF e 41% VF).

Táboa 12. Valores promedio de eliminación acadados por sistema de tratamento.

Sistema de tratamento	%Eliminación				
	Carga orgánica		Patóxenos	Nutrientes	
	DQO	SST		Nitróxeno	Fósforo
Dixestor anaerobio	49	64	<0	3	5
HF	88	89	96	44	30
VF	74	75	80	44	41

Se ben é certo que para extraer conclusións definitivas deberían ser levadas a cabo máis campañas e en distintas condicións climatolóxicas e de carga orgánica. Como conclusión poderíamos establecer que estes sistemas de tratamento combinado Dixestor Anaerobio-Humidais Construídos resultan de gran utilidade como tratamento Biotecnolóxico das augas residuais derivadas de usos alimentarios e domésticos debido fundamentalmente á súa elevada eficiencia e eficacia de depuración, ó seu baixo custo, á súa integración no entorno e en xeral ó seu nulo impacto ambiental que o permite clasificar tamén como unha alternativa de tratamento dentro do campo da Biotecnoloxía Ambiental e Alimentaria.

6- ANEXOS.

6.1- Anexo I: Agradecementos.

Este estudio foi financiado en parte polo Ministerio de Ciencia e Innovación (Proxecto CTM2008-06676-C05).

6.2- Anexo II: Bibliografía.

- [1] Directiva 91/271/CE, do 21 de maio, sobre o tratamento das augas residuais urbanas.
- [2] Álvarez, J. A. e Soto, M. (2005). Características das augas residuais urbanas. ADEGA-Cadernos 12, 11-23.
- [3] Barros, P. (2011). Depuración Natural nun Núcleo Rural. Tese doutoral, Universidade de A Coruña.
- [4] Álvarez, J.A. e Soto, M. (2005). Tratamento anaerobio de augas residuais. aplicación a efluentes urbanos. ADEGA-Cadernos, 12, 24-33.
- [5] 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.
- [6] Kadlec, R.H. e Knight, R.L. (1996). “Treatment wetlands”. Boca Raton, FL: Lewis Publ. USA
- [7] 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.
- [8] USEPA (2000). “Constructed Wetland Treatment of Municipal Wastewaters.” US.EPA 625/R99/010, Cincinnati, Ohio, USA.
- [9] Wallace, S.D. e Knight, R.L. (2006). “Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems. Feasibility, Design Criteria and O&M Requirements.” Water Environment Research Foundation (WERF) e IWA Publishing. Alexandria, VA (USA).
- [10] IWA (2007). “Water 21: Magazine of the International Water Association.” 38-40.
- [11] García, J., Corzo, A. Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial.
- [12] 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.

- [13] 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.
- [14] 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.
- [15] 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.
- [16] 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.
- [17] García, J., Morató, J. e Bayona, J.M. (2005). Depuración con sistemas naturais: humidais construídos. *ADEGA-Cadernos*, 12, 51-58.
- [18] Álvarez, J.A., Ruíz I., Soto M. (2008). “Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands.” *Ecological Engineering*, 33, 54-67.
- [19] 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).
- [20] Soto, M., Veiga, M.C., Méndez, R. e Lema, J.M. (1989). “Semi-micro COD determination method for high saline wastewaters.” *Environ. Tech. Lett.* 10, 541-548.
- [21] Instituto Meteorolóxico de Galicia: www.meteogalicia.es

6.3- Anexo III: Mapas de localización e Fotografías de Instalación Experimental.

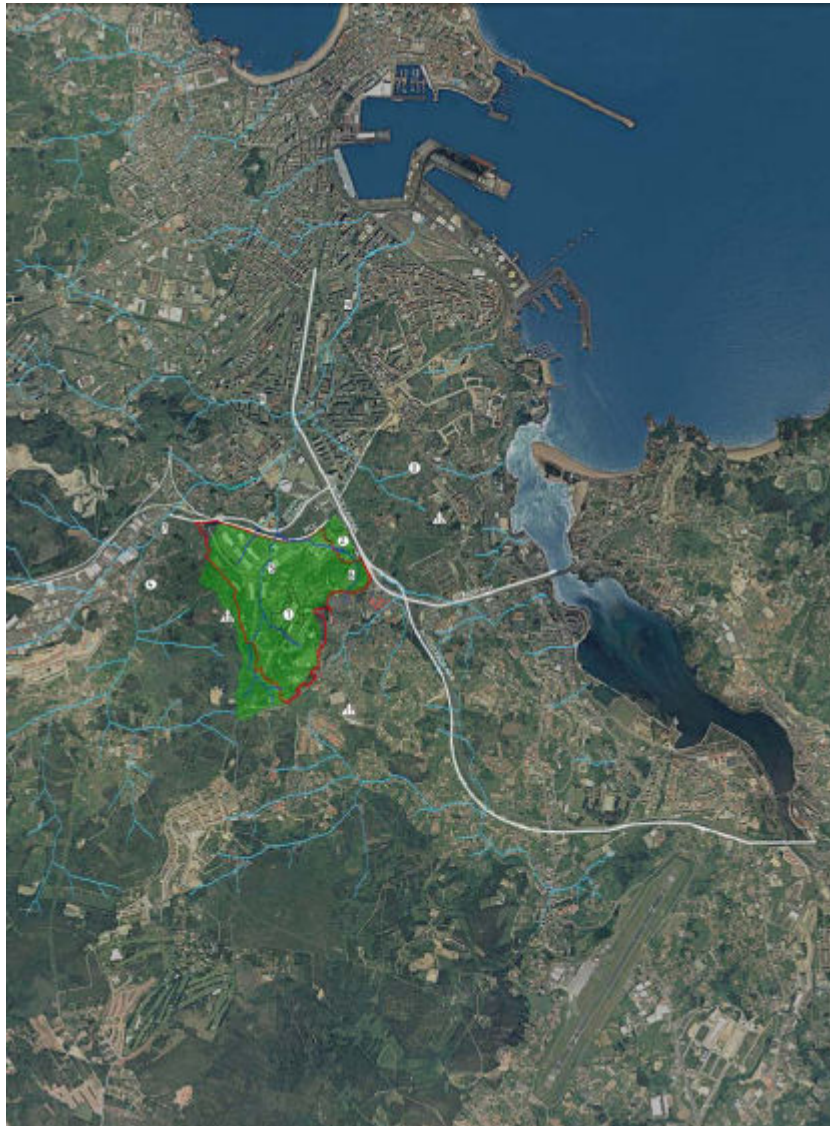


Figura 9. Mapa satélite de localización dos Campus Universitarios na cidade de A Coruña.



Figura 10. Mapa 1: Vista aérea da cidade de A Coruña e da Zona Universitaria, Mapa 2: Localización dos dous campus universitarios na vista aérea: Campus de Elviña e Campus de A Zapateira e dentro deste situación da facultade de Filoloxía encadrada e máis posición da planta depuradora a escala piloto para as augas da citada facultade*.



Figura 11. Fotografías da vista xeral dos humedais e do estado de crecemento vexetal na planta depuradora a escala piloto de A Zapateira no período de realización da campaña de seguemento.

6.4- Anexo IV: Nomenclatura.

RAFA: Reactor Anaerobio de Fluxo Ascendente ou **UASB** das súas siglas en Inglés (“Upflow Anaerobic Sludge Bed”).

HC: Humedais Construídos ou **CW** das súas siglas en Inglés (“Constructed Wetlands”).

FH: Fluxo Horizontal ou **HF** das súas siglas en Inglés (“Horizontal Flow”).

FV: Fluxo Vertical ou **VF** das súas siglas en Inglés (“Vertical Flow”).

FHS: Fluxo Horizontal Superficial (ídem para FV).

FHSS: Fluxo Horizontal Subsuperficial (ídem para FV).

DQO: Demanda Química de Osíxeno.

ARU: Augas Residuais Urbanas.

DBO₅: Demanda Biolóxica ou Bioquímica de Osíxeno ós cinco días de análise.

NTK: Nitróxeno Total Kjendahl.

N-Nitritos e Nitratos: Nitróxeno expresado en forma química de nitritos e nitratos.

N-NH₃: Nitróxeno expresado en forma química de amonio.

P-PO₄³⁻: Fósforo expresado en forma química de fosfatos.

Ministerio de MA: Ministerio de Medio Ambiente.

EDAR: Estación Depuradora de Augas Residuais.

S: Nomenclatura do elemento químico Xofre.

P: Nomenclatura do elemento químico Fósforo.

FAS: Disolución de Sulfato Ferroso Amónico.