



**A Szennyvíz hatása a növények fejlődésére, elemfelvételére és
gázkibocsátásra (CO₂, N₂O, NO)**

Doktori (PhD) értekezés tézisei

Szaniszló Albert

**GÖDÖLLŐ
2020**

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Környezettudomány

vezetője: Csákiné Dr. Michéli Erika, D.Sc.
az MTA levelező tagja, intézetigazgató,
egyetemi tanár
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezettudományi Intézet, Talajtani és Agrokémiai Tanszék

Témavezető: Dr. Mészárosné Dr. habil. Bálint Ágnes
egyetemi docens
OE, Rejtő Sándor Könnyűipari és Környezetmérnöki Kar,
Környezetmérnöki és Természettudományi Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

Dr. Mészárosné Dr. Bálint Ágnes

.....
A témavezető jóváhagyása

1. A MUNKA ELŐZMÉNYEI, A KITŰZÖTT CÉLOK

1.1. Bevezetés

A jövőben a globális változások egyik fontos területe az éghajlatváltozás és közvetve az üvegházhatást okozó gázok kibocsátásának (ÜHG – CO₂, CH₄, N₂O, CFC, NO) csökkentése. Ezen gázok kibocsátásának egyik legnagyobb mennyiségét a mezőgazdaság és a közlekedés adja, azonban mennyiségük csökkentésében nagy jelentősége lehet az ipari technológiák hatásfoknövelésének. A kibocsátás-csökkentési forgatókönyvek alapján két fő ágazati területet jelöl meg (Ipar és Energetika) a szén-dioxid kibocsátás ágazati bontásban. Középtávon a leggyorsabb és legolcsóbb eredményt az épületek energiahatékonysága terén lehet elérni. Hosszútávon viszont az ipar és az energiatermelés területén minél szélesebb körben kellene használni a hatékonyabb, energiatakarékos és a megújuló energiahordozókon alapuló technológiákat. A széndioxidnyelők bővítésére már nem elegendő csak az erdőirtás csökkentése, valamint erdőtelepítés lehetősége. A társadalom mellett az ipari szereplők körében is jelentős szemléletváltásra, a fogyasztói és ipari szokások megváltoztatására van szükség.

A mezőgazdaságban és az iparban, az energiatermelők és felhasználók felelősek a világ földi és légtéri szennyezettségének jelenlegi kritikus helyzetéért. Ezekben a szektorban jellemző a nagyarányú anyag- és energiaigényes felhasználás. Jellemző az energiapazarló technológiák felhasználása mind a termelési, mind a fogyasztási oldalon egyaránt. Ezen folyamatok során az input források nagy része haszontalan hulladékként (hő, por, folyadék vagy szilárd stb.) kerül ki a környezetbe. Az emberi tevékenységek során elhasznált és ez által kibocsátott fosszilis energiahordozók eltüzelésekor keletkező káros emissziót csökkentenünk kell ahhoz, hogy a jelenlegi másfélszeres föld eltartó képességének felhasználását szinten tartsuk. Optimális esetben csökkentenünk kell a káros emissziót ahhoz, hogy a minket követő nemzedéknek is legyen hol élni, egy élhető Földön. Ezen problémák egyik kulcspontja az energiafogyasztás, ami napjainkra a téma középpontjába került és elkezdődött a most használt fosszilis energiahordozók alternatíváinak keresése, alkalmazhatóságuk kidolgozása.

1.2. Célkitűzések

Munkám célja a szennyvíztisztítás folyamatában vizsgálni azokat a lehetséges megoldásokat, amely ezen iparág természetközeli technológia fejlesztését eredményezi. Az üvegházhatású emisszió miként jelentkezik a szennyvíz kezelés folyamatában. Kutatási céloom az esetleges biológiai tisztításban

hasznosítható növények integrálása, a növényi fejlődés vizsgálata, azok elemfelvételében és a gáz kibocsátásában bekövetkezett változások elemzése, értékelése. Kutatásom során kiemelt célként:

- vizsgálom a cascade rendszerű szennyvíztisztítás folyamatát;
- elkészítem az élőgépes szennyvíztisztítási folyamat fejlesztésének lehetőségét, a vizes élőhelyek koncepciója alapján;
- vizsgálom a különböző flóra elemek beilleszthetőségét (szaporító anyagok alkalmazhatóságának hatékonyságát, a biomassza mennyiségének alakulásának optimalizálását);
- összevetem a legjobbnak bizonyult növényi elem tisztítási folyamatban betöltött szerepét (biofilm felület és mennyiség, oldott oxigéntartalom, szerves- és szervesetlen elem komponensek) a szennyvíztisztításban mért fontos paraméterekben bekövetkezett változásokat;
- vizsgálom a növényi biomassza növekedési tényezőit, valamint a szennyvízből mobilizált elemek arányát a növényi részekben;
- meghatározom az energianáddal kilakított vizes élőhely FCR (Food Chain Reactor) szennyvíztisztítási rendszerben generált hatásait, illetve bizonyítom az ökológiai rendszer előnyeit.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1 A mintavételi terület ismertetése

A termesztés és a mintavétel az Organica Zrt. által üzemeltetett Telki Ökotechnológiai Fejlesztői Központban, az ott működő többlépcsős kísérleti biológiai szennyvíztisztító rendszeren történt. A módszer során a hagyományos technológiát és az élő organizmusokat kombinálva alkalmazzák. A kísérleti rendszer Telki község kommunális szennyvizét használja. A technológia egyesíti az eleveniszapos, biofilmes és a gyökérszűrés tisztítási eljárásokat, amely egymás után kapcsolt reaktorokban valósul meg. A biofilm reaktorokba helyezett mesterséges hordozókon kialakuló biofilmmel történik a szervesanyag lebontás, illetve a szennyvíz tisztítása. A reaktorokat növénytartókkal fedik le, amelyekbe mocsári növényeket, valamint trópusi és dísnövényeket telepítenek. A növények lefedik a szennyvíz felületét, amellyel mesterséges zöldfelületet hoznak létre, azonban főként csak a szaghatást befolyásolják. A tápanyagok eltávolításában a növényzetnek nincs jelentős szerepe, a szerves anyagok és a növényi tápanyagok lebontását a hordozó felületen kialakult mikroorganizmusok végzik.

2.2 A mintavételi folyamat bemutatása

2.2.1 Gázmintavétel

Az injekciózott mintákat 12 cm³-es üvegedénybe (Fiola: Labco Exetainer®, 0RK8W) szállítottam, melyek a mintavételt megelőzőleg tisztítottam és vákuumoztam. Az Enkamat® hálók a termesztő modul vázát, támasztását szolgálták. A gáz összegyűjtésére 2 ponton gázcsapdát alkalmaztam reaktoronként, amelyeket 250 ml-es csiszolatos üvegedényekből alakítottam ki, 4 mm-es szeptummal ellátott műanyag zárófedéllel. Az előzetes mintavétel három 10 perces, egy 20 perces és egy 30 perces intervallummal történt. A mérések célja a szennyvíztisztító reaktorok kibocsátásának és gázkomponenseinek feltárása, valamint a reaktorok közötti eltérések megfigyelése volt. A részletes mintavétel időtartamát az előzetes felmérésben kapott eredmények alapján tovább bontottam 0, 10, 20, 30, 60, 70 perces szakaszokra, míg a mintavételi metódus nem változott (fecskendő, mintavételi hely).

2.2.2 Gázminta analízis

A gázkromatográfias rendszert a különböző gázkomponensek (CO₂ és N₂O) teljes hatékonyságú elválasztása jellemezte. Méréseimet a HP 5890 Series II gázkromatográf segítségével végeztem, ami a Simarmata et al. (1993) által alkalmazott és Kovács (1996), valamint Kriszt (1996) munkájában ismertettek szerint működött. Az egyetlen eltérés az ECD 250 °C hőmérsékleten történő üzemeltetésben volt. A 250 ml-es gázmintákat Hamilton fecskendő manuális mintavétellel injektáltam a HP 5890 Series II GC-ba. Az integrálást a HP 3390 Series II integrátorral, valamint a HP ChemStation szoftverrel végeztem.

2.2.3 Elemanalízis

A nádban megjelenő nehézfém elemanalitikai módszeres vizsgálat roncsolásos előkészítés esetén:

ICP-OES (Inductive-coupled Plasma Optical-Emission Spectrometer)

A vizsgálat a roncsolásos előkészítést követően főként a nehézfém komponensek detektálására terjedt ki. A meghatározásra a HORIBA Jobin Yvon ACTIVA-M ICP-OES spektrométert alkalmaztam, amely a teljes pásztázó CCD detektálással képes rögzíteni az UV-VIS teljes spektrumtartományát (Odile 2007; Frankowski et al. 2011). A mintákat (növényi) induktív csatolású plazma optical emissziós spektrométerrel mértem (ICP-OES Jobin-Yvon 24; Ricardo et al. 2020).

A nádban megjelenő nehézfém elemanalitikai módszeres vizsgálat roncsolásmentes előkészítés esetén:

A NAA (Neutron Activation Analysis Sector)

A Neutron Aktivációs Analízis (NAA) vizsgálatokat az oroszországi Dubna városában a Közös Nukleáris Kutató Intézet (Neutron Activation Analysis Sector, Frank Laboratory of Neutron Physics, Joint Institute for Nuclear Research, Dubna, Russia – JINR) Neutronfizikai Osztályának laboratóriumában végeztem. Az IBR-2, gyors impulzusú reaktor biztosította a hasadási neutronokat az ultrahideg (10^{-7} eV) és a gyors (20 MeV) között. Az epitermális és a gyors neutronokat három különböző besugárzási időintervallumban alkalmaztuk: 3 perc, 0,5 óra és 1 óra, amely megfelelő neutron fluxust adott a különböző magok aktiválási folyamatához (Frontasyeva and Pavlov 2000; Pavlov et al. 2016; Frontasyeva et al. 2019).

A rövid élettartamú izotópokat (short-lived isotopes) - mint az Al, V, Mn és I izotópok - meghatározásához 0,5 g tömegű mintákat csomagoltunk polietilén tasakokba, és 3 percig besugárzásra helyezték őket a besugárzási csatornában, $1,3 \cdot 10^{12}$ ncm⁻²s⁻¹ neutronáram-sűrűséggel. Az indukált aktivitás

gammaespektrumát kétszer 3 percig mértük, bomlás után 5–7 percig és 12–15 percig.

A **hosszú élettartamú izotópokat** (long-lived isotopes) - mint a Sc, Fe, Co, Ni, Zn, As, Br, Rb, Sr, Ag, Sb, Cs, Ba, Th és U - kadmiumszűrő csatornában epitermális neutronok felhasználásával, $1,6 \cdot 10^{12} \text{ n cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ fluxussűrűség mellett sugároztuk be. A hosszabb besugárzási módszer alatt a mintákat 90 órán át besugározták, újracsomagoltuk, majd kétszer megmértük. Először 4–5 napos bomlás után 45 perces időszakban rögzítettük a kisugárzott spektrumot, majd 20 napos bomlási idő után 2,5–3 óra időtartam alatt végeztük el a vizsgálatot.

A Szén és Nitrogén (C és N) koncentráció meghatározása növényben

Huang et al. (2004) összefüggést talált a N_2O és CO_2 emisszió tekintetében az oldható szerves széntartalom és a növények C és N tartalma között.

A minták C és N tartalmának meghatározását az Carlo Erba NA 1500 Series (II) NCS (Olaszország) típusú Szén-Nitrogén Analizátor használatával végeztem el. A mintákat ón kapszulába 2-10 g közötti minta mennyiségben készítettem elő. A méréseket az EAGER200 programcsomagban található elemzési programmal, a CN analizátor programjával végeztem.

A gázminták gázkromatográfiás és nitrogén-monoxid (NO) emmiszió meghatározása

A „Telki Organica” félüzemi kísérleti rendszerében különböző tisztítási folyamatban résztvevő reaktorok feletti gáztérből a dinitrogén-oxid (N_2O) és a széndioxid (CO_2) tartalmat mértem a gázkromatográf (HP 5890 Series II gázkromatográf) ből), továbbá a nitrogén-monoxid (ANTEK 7050 NO-analizátor) mennyiségét is NO-analizátor használatával kézi injektálással végeztem, külső standardokat és egy pontos lineáris kalibrálást alkalmazva.

2.2.4 A kínai nád növekedésének vizsgálata

A rügyaktivitási, regenerálódás-dinamikai vizsgálatok Telkiben, a Fejlesztő központban 2013. március és május közötti időszakban, hetente történtek. A telepítés után (termesztő modulban) 6 nappal kezdtem a rizómák vizsgálatát és 10 ciklusra bontottam. Egy-egy vizsgálati ciklus 22 napig tartott, ezen belül több alkalommal végeztem a méréseket, amelyek a rügyek aktivitásának (oldalsó rügyek megjelenését) és az axiállaris hajtások hosszúságának (cikluson belüli hajtás/szár hosszúság) megállapítására vonatkoztak.

2.2.5 A növénytartók és a beillesztés eszközei

A szennyvíz felületére való illesztés megoldása az alkalmazott növények típusától, fajtájától, sajátos igényétől, víztűrő képességétől és a fenti paraméterek toleranciájától függött. Az előzetes laboratóriumi tesztek során a kiválasztott növényeket alapvetően két csoportra osztottam. Egyikbe a hagyományos szántóföldi hasznosítású (gyökeres) növények, míg a másikba

az úszó vízi (gyökérszórós) növények tartoztak. A reaktorokba illesztés ennek megfelelően két eltérő módszer szükségességét vetette fel. A kiválasztott növény típusoktól függően a reaktorban a vízszintingadozást szabadon követő és fixen rögzített növénytartókon elhelyezett természetű modul (vizes élőhely) eszközszerének fejlesztésére került sor.

3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

3.1 A növényi hozam alakulása

Az energianád, kínai nád növekedés-vizsgálata

A növekedés-vizsgálati eredményeim közül a hozamnövekedés aktivitást és az ezt követő hajtás aktivitást mutatom be. Az energianád a termőhelyre történő kihelyezés után a hajtások megjelenésével mutatja legjobban, hogy mennyire optimális számára az adott környezet. A hajtásokat a több szakaszos kísérleti biológiai szennyvíztisztító rendszer négy pontján vizsgáltam. Ennek egyik oka, hogy az így kapott eredményekből következtethettem arra, hogy a szennyvíz tisztulási szakaszaiból melyiket tolerálják a *Miscanthus*ok, és melyik szakasz az optimális számukra.

A **második reaktorba** helyezett növények eredményei a kontrolltól jól láthatóan elmaradtak mind a kezdeti, mind a későbbi kezelési szakaszban. A hajtások alacsony számából következhet, hogy a rizómák számára nem teljesen felel meg a nyers szennyvízhez hasonló összetételű közeg, de valószínűleg ezt a víz még viszonylag alacsony hőmérséklete is befolyásolta. Ezenkívül ebben a reaktorban sajnálatos módon meghibásodás következett be (vízszintingadozás és időnkénti felhabzás), ami nemkívánatos stressz hatásként jelentkezhetett. A **négyes reaktorba** telepített növények már jobb eredményt hoztak, de a kezdeti időszakban, még itt is a kontrolltól elmaradt a hajtások száma. A növények későbbi vizsgálata során azonban már a kontrollt meghaladó hajtásszámot észleltem. Itt a magasabb ammónia és alacsonyabb KOI már pozitív hatást gyakorolt a növekedésre. A **hatodik reaktorba** telepített szaporító anyagok, már a kezdeti időszakban is felülmúlták a kontroll növényeket. Jól látható, hogy a szervesanyagok biológiai bontásának ezen szakaszában a csökkenő oxigénigény és a megnövekedő mikrobiológiailag nem bontható szerves anyagok aránya a rügyek aktivitására pozitívan hatott. A **nyolcadik reaktorban** indultak a legjobban növekedésnek a rizóma rügyei. A kezdeti magas hajtásszám a harmadik mintavételre elérte a teljes kihajtást. A betelepített összes rizóma legalább egy hajtást nevelt. A hajtásszám a kontrollhoz képest már a kezdeti időszakban megközelítőleg 25 %-kal magasabb volt. Ez arra enged következtetni, hogy az energianövény hajtásának az ebben a reaktorban kialakult körülmények voltak optimálisak, mivel a rizómák itt hajtottak ki a legnagyobb arányban, aminek köszönhetően a kontrollhoz képest is jelentős (pozitív) különbség jelentkeztek.

A hajtások növekedése a hajtások számától nem függött. A hajtások megközelítőleg a reaktorra jellemző növekedési mértéket mutatták. A reaktorokban az előző hajtásarány vizsgálatban megfigyelhető tendenciák mutatkoztak ebben a vizsgálati módszerben is. A kedvezőbb adottságú reaktorokban a rügyek nagyobb növekedési rátát értek el. A kettes reaktor kivételével az összes többi reaktor meghaladta a kontroll növények hajtás

hosszát az első két mintavételi időpontban, azonban a harmadik mintavételnél már a kettes reaktor hajtásai is túlszárnyalták a kontroll növényekét.

A legjobb növekedést a hatos (6. reaktor) és a nyolcas (8. reaktor) reaktor nádhajtásai mutatták. A minták mindegyikére igaz volt azonban, hogy a kezdeti gyors növekedés a harmadik mintavételre visszaesett. Ennek több oka is lehet, de legfőképp a csapadékös időjárás (ami hígító hatással lehet a szennyvíz koncentrációjára), a hasznosítható napfény mennyiségének csökkenése vagy együttes hatásuk is okozhatta. A kontroll növényeknél március és szeptember elején tapasztaltam rügy aktivitást, ami a termesztő modullban nem érvényesült. Ez az aktivitás nem volt jelentős, illetve a környezeti hőmérséklettel csökkenésben bekövetkező hirtelen, rövid ideig tartó növekedés okozta.

3.2 Analitikai vizsgálatok

3.2.1 Az induktív csatolású plazma (ICP) analízis

Az ICP-AES elem-elemző eszköz, amely 23 elem, köztük az ólom (Pb), meghatározására alkalmas. A szennyvízben általában magasabb koncentrációban előforduló elemek a nehézfémek, ezért a növényi mintákban ezek felhalmozódásának lehetőségét vizsgáltam.

A detektált nehézfémek közül az alumínium (Al) koncentrációja a 2. reaktorban jelentősen meghaladja a kontroll mintáét, a többi reaktorban (4. reaktortól →8. reaktorig) elmarad a kontroll mintához képest. A kontroll minta vas (Fe) koncentrációja szintén alacsonyabb a 2. reaktorban mérttől, továbbá megállapítható, hogy az elemkoncentráció a 8-as reaktor felé (a tisztítási folyamat mentén) folyamatosan csökken. A mangán (Mn) koncentráció a kontroll esetén a legmagasabb, és a Fe-hoz hasonlóan folyamatosan csökken a 8. reaktor irányába.

Az előző elemektől eltérően a cink (Zn) koncentráció a 2. reaktorhoz viszonyítva a 6. reaktorig folyamatosan emelkedik, azonban az utolsó reaktorban jelentősen elmarad. A legmagasabb Zn koncentráció a kontroll mintában volt kimutatható.

3.2.2 Neutron Aktivációs Analízis (NAA) elemzés

A nem roncsolásos minta előkészítési technika és az alacsonyabb, minimális kimutatható koncentráció (MDC) miatt az NAA a vizsgált 46 elem közül 45 esetben pontos eredményeket adott. Wood (1974) alapján a kémiai elemek toxicitásuk és hozzáférhetőségük szerint négy osztályba sorolhatók.

Nem kritikus elemek csoportja:

A növényminták nem kritikus elemek NAA eredményei alapján megállapítható, hogy a kontroll növények K, Cl, Br és Rb tartalma magasabb volt, mint ezen elemek koncentrációja a referencia CW növényekben. A különféle reaktorok esetében általában a 2. kaszkádelemből származó

növényekben mértük a legmagasabb elemkoncentrációt, amely a befolyó (nyers) szennyvízzel közel azonos tisztítatlan vizet tartalmazott. Ezek a magas koncentrációk általában a szennyvíztisztító reaktorsor végén fokozatosan csökkentek, bár a 8. reaktorban enyhe növekedés figyelhető meg. Viszont a K koncentrációja folyamatosan növekedett a kaszkáreaktor rendszerben, a 8. reaktorban lévő növényeknél érte el a legnagyobb töménységet. Az S és Fe tartalom egy ellentétes tendencia szerint változott, és az elemek mobilitása folyamatosan csökkent, aminek eredményeként minimális koncentrációja következett be a 8. reaktorban élő növényekben.

Nagyon mérgező és viszonylag hozzáférhető elemek csoportja:

A növényi minták nagyon mérgező és viszonylag hozzáférhető elemeinek NAA eredménye azt mutatta, hogy a kontroll növények Ag, Co és Se tartalma magasabb volt, mint a CW reaktorokban. A növényekben két tendencia figyelhető meg az elemek koncentráció változásban attól függően, hogy melyik reaktorban voltak.

Az egyik típusú elem (például As és Cs) koncentrációja a 2. reaktortól a 8. reaktorig csökkent. Ezek az elemek erősen kötődnek a növényekhez, ezért a kezdeti reaktorokban magas a koncentrációjuk. A növényekhez való erős kötés csökkenti ezen elemek koncentrációját a szennyvízben. A szennyvízben ezen elemek koncentrációja csekély lesz a folyamat során, ezért ezek az elemek adszorbeált mennyisége szintén csökken a sorban lévő reaktor rendszerben. Egyes elemek (például Cd és Se) kötési tulajdonságai hasonlóak a Co-hoz, de koncentrációik váratlanul magasak a 8. reaktorban. Az ilyen elemek koncentrációjának a 8. reaktorban történt váratlan növekedésére nem találtam magyarázatot.

Másik típusú tendencia volt, hogy az elemek (például Hg és Co) koncentrációi növekednek a 2. reaktortól a 4. reaktorig. A 4. reaktor után a koncentrációk a tisztítási folyamat mentén csökkentek. Ezek az elemek kevésbé szívódnak fel, mint az előző csoport tagjai. A 2. reaktorban a receptorok (kötési helyek) többségét az erősen adszorbeáló elemek foglalják el, ezért nincs elég szabad receptor a kevésbé erősen kötődő elemekhez. Az erősen kötődő elemek koncentrációi alacsonyabbak a 4. reaktorban, mint a 2. reaktorban. Ezért a 4. reaktorban kevésbé erősen kötő elemekre maradnak szabadabb kötőhelyek, mint a 2. reaktorban.

Mérgező, de nagyon oldhatatlan vagy nagyon ritka elemek:

Figyelembe véve a mérgező, de nagyon oldhatatlan vagy nagyon ritka elemek NAA eredményeit, megállapítható, hogy a kontroll növényi minták a Ba, a Nb és a La tartalma magasabb volt, mint a szennyvízkezelő reaktorokban lévő növényeké. Az is kijelenthető, hogy a 2. reaktor növényeiből általában magasabb koncentrációkat detektáltam, mint a 4. és a 6. reaktorban élő növényekből. A víztisztítási folyamatának végén lévő 8. reaktorban koncentráció-növekedés történt. Hasonló tendencia mutatható ki a Ba, Nb és

Ce esetében is, bár a növekedés a 4. vagy a 6. reaktoron kezdődött. Az U és Sm koncentrációját tekintve koncentrációik folyamatosan csökkentek az egész vízkezelő vonalon.

Azok az elemek, amelyek nem tartoznak a Wood osztályozásához, vagy egynél több kategóriába illeszkednek:

Ezen elemek NAA eredményeinek vizsgálatával megfigyelhető, hogy a kontroll növények Cs, Cr és Mo koncentrációi hasonlóak voltak a CW rendszer növényeiben mért elemkoncentrációkhoz. A 2. reaktor növényeiből általában magasabb elemtartalmat mértem, mint a többi reaktor növényeiben. Emellett a V és Sc koncentrációk a 8. reaktorban minimális értékre csökkentek. A I esetében a folyamatos csökkenés sorozatában a 6. reaktorban a növények több elemet halmoztak fel, mint a 4. és 8. reaktor növényei.

A mérések alapján arra a következtetésre jutottam, hogy a kínai náddal (*Miscanthus sinensis*) telepített vizes élőhellyel kiegészített szennyvíztisztítás (FCR rendszer) hatékonyan képes csökkenteni a szennyvíz tápanyagterhelését. A kínai náddal telepített reaktorok a szennyvíz nehézfém tartalmát is csökkentik. Az elemek többségének (pl. Zn, Cu, Cd, Na, Cl) esetén a növények nehézfém koncentrációi a kaszkád kezelés különböző lépéseiben csökkennek az 1. reaktortól a 6. reaktorig. Az adott helyeken felmerülő eltérések a növények adszorpciós képességével – szabad receptor felületek konvergenciájával – okozza.

3.2.3 Gázkromatográfiai (GC) analízis

Az ÜHG gázkomponensek (N₂O, CO₂) előzetes felmérése

Az előzetes felmérés célja, hogy meghatározzam a kaszkád rendszer gázkibocsátásának mennyiségét és dinamikáját. A méréseknél egy 80 perces időintervallum alatt egy üveg gázcsapda segítségével fogtam fel a gáz komponenseket a különböző reaktorokban, a kaszkád sorok mentén.

Az eredmények értékelése alapján a tisztítási folyamat különböző szakaszait a reaktorok emissziós eredményei követik. Ezeket a mikrobiológiai folyamatok hozták létre, amelyek célja a nitrogénformák átalakítása a vízterhelés csökkentése érdekében. A növényekkel ellátott élőhely és a vízfelszíni vizsgálati pontok közötti emisszió különbsége alapján arra lehet következtetni, hogy a szennyvíztisztító telepek folyamatait a vizes élőhelyek megkönnyítik a tisztítási eljárásban, de egyúttal magasabb gázkibocsátást eredményeznek.

A vizsgált időszak alatt mindkét esetben jelentős összefüggés tapasztalható a CO₂ és a N₂O kibocsátásban, a komplex mikrobiológiai folyamatoknak köszönhetően. Így a rendszerben bekövetkező minden változás, például a hígulás, a vízszennyezés eltérő mértéke instabilitást eredményez a gázkibocsátásban, amelyet figyelembe kell venni. Ezek a befolyásoló hatások

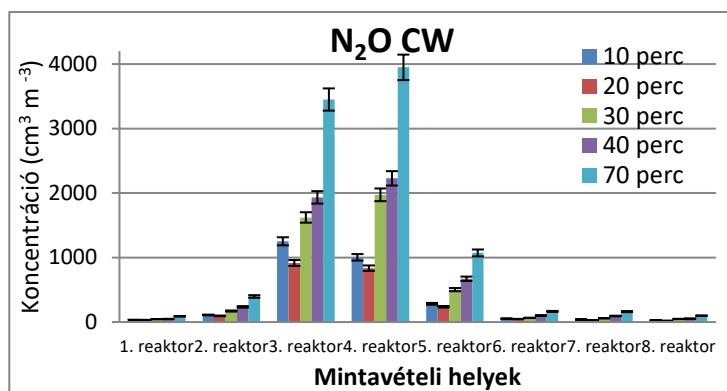
a növények jelenlétével (vizes élőhelyek alkalmazásával – CW) stabilizálódnak.

Abban az esetben, ha a N_2O növekedése következett be, akkor általában a CO_2 fluxusa is növekedett. A N_2O koncentráció különbsége két mintavételi pont között átlagosan 61 % volt, amely a CO_2 koncentráció különbség esetén átlagosan 71% volt. Ez a kezdeti koncentrációk esetén megközelítőleg azonos volt. Ezek alapján a gázcsapda felszívra helyezésének időpillanatában mért (0 perc) fluxus értéke nem azonos a környezeti gázemisszióval, mivel azt általában egy magasabb koncentráció jellemezte.

3.2.4 A N_2O képződés értékelése (a részletes vizsgálattal megállapított)

A részletes vizsgálatoknál külön értékeltem a kibocsátások időbeli eltérését, valamint azok egymáshoz viszonyított arányát. A N_2O esetén a 10 perc alatt gyűjtött gáztömeg esetén a vizes élőhelyen vett minta megközelítőleg 40%-kal volt magasabb az ugyanazon időszakban mért vízfelszíni kibocsátáshoz képest. Eltérő tendencia jellemezte a leghosszabb mérési periódust. A 20, 30 és 40 perces kibocsátás nagyságrendileg azonos mértékű volt a teljes tisztítási folyamatot illetően. Összeségében a legrövidebb 10 perces és a leghosszabb 70 perces mintavételi időszakban volt a legnagyobb eltérés a két mintavételi hely teljes N_2O értékében.

A szennyvíz felszínén vett gázminták eredményei alapján jól látható, hogy a különböző mintavételi időszakok és a reaktorok ÜHG kiválasztása eltérő tendenciát és kibocsátási arányt mutat. Az emissziós értékekből megállapítható, hogy a szennyvíz felületén mérhető N_2O komponensképződés a kezdeti, nyers szennyvíz esetében alig kimutatható, ami a tisztítási folyamat végén szintén jellemző a 6. reaktortól kezdődően. Megállapítható, hogy a mikrobiális lebontás a 2. reaktorban kezdődik, és az 5. reaktorban zárul. A legnagyobb mértékű gázemissziót a 3. és 4. reaktorban tapasztaltam. A csapdázási időszaktól függően folyamatosan növekedett a kibocsátott N_2O mennyisége.



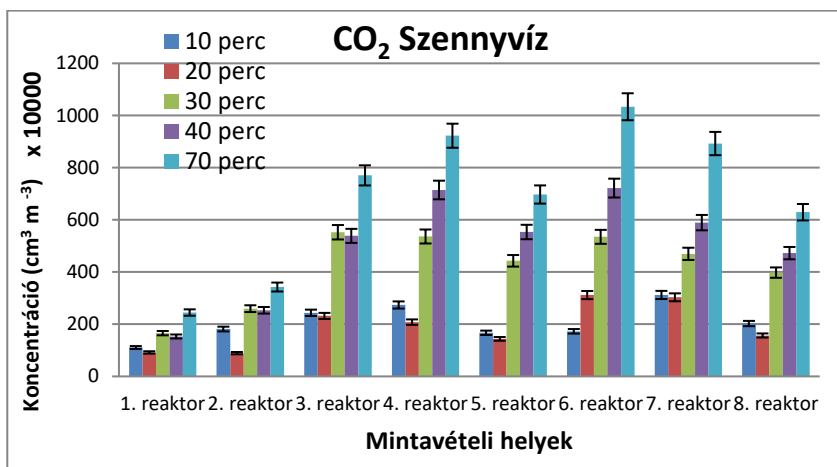
3.2.1. ábra – A részletes vizsgálat N₂O eredményei a kialakított vizes élőhelyen (CW)

A 3. reaktorban vett mintákat jellemezte, hogy a 10 és 20 perces mérések esetén, valamint a 30 és 40 perces vizsgálati időszakban az emissziós értékek csak kis mértékben tértek el, amelynek oka a kiegyenlített lebontó folyamat, illetve a nagymértékű szerves anyag jelentléte lehetet. A vizes élőhely (CW) a szennyvíz felszínhez képest sokkal dinamikusabb, és magasabb kibocsátással rendelkezett. A lebontási folyamatok hasonlóan a 3-as és 5-ös reaktorterekben zajlottak. A reaktorokban mért kibocsátásnál megfigyelhettem volt, hogy arányaiban a legnagyobb kibocsátás a legrövidebb, 10 perces mérési időszagnál jelentkezett. Ennek oka, a vizes élőhely mikrobiális variabilitása és a tápanyag ellátottság (szerves anyag), illetve, hogy az intenzív kibocsátás ideiglenesen (időben) visszaesik. Ez a jelenség az összes reaktor esetén és a gáz csapdázás hosszától függetlenül jellemezte a N₂O kibocsátást. Az eredményekből megállapítható, hogy a vizes élőhely N₂O kibocsátását a szennyvízhez képest arányaiban egyharmadával nagyobb emisszió jellemezte mérési helytől és hosszától függetlenül. Továbbá megállapítható, hogy a kiegészítő paraméterek közül egyik tényező sem befolyásolja a N₂O emissziót.

3.2.5 A CO₂ keletkezés mértéke (a részletes vizsgálattal megállapított)

A részletes vizsgálatoknál külön értékeltem a kibocsátások időbeli eltérését, valamint azok egymáshoz viszonyított arányát. A N₂O-tól eltérően a CO₂ emissziónál a teljes fluxus esetén a szennyvízről vett minták megközelítőleg 30%-kal magasabbak voltak, az ugyanazon időszakban mért vizes élőhely (termesztő modul) képződéshez képest. Hasonló tendencia jellemezte a leghosszabb mérési periódust. A 20 perces intervallumú csapdázásnál tapasztaltam a legnagyobb arányú eltérést, ami 43% volt. A teljes tisztítási folyamatot illetően magasabb volt a CO₂ komponensképződés a szennyvíz felületéről vett mintákban. Az eredmények alapján is jól látható, hogy

összeségében a legrövidebb 20 perces mintavételi időszakban volt a legnagyobb eltérés a két mintavételi hely CO₂ kibocsátásában. A legnagyobb CO₂ koncentráció a leghosszabb – 70 perces – időszakban jelentkezett. A szennyvíz felszínén és a kiegészített vizes élőhelyen vett gázminták eredményei alapján megállapítható, hogy a különböző mintavételi időszakok és a reaktorok kibocsátása hasonló tendenciát és kibocsátási arányt mutat. Az emissziós értékekből következtethető, hogy a szennyvíz felületén mérhető CO₂ kibocsátás a kezdeti, nyers szennyvíz esetében a legalacsonyabb. A tisztítási folyamat végén szintén jellemző, a 7. reaktortól kezdődően, hogy visszaesik az összes mérési periódusban a CO₂ emisszió. Megállapítható, hogy a kibocsátási intenzifikálódási folyamat a 2. reaktorban kezdődik, és a 6. reaktorban mérséklődik. A legnagyobb mértékű gázemissziót a 3. és 4. reaktorban tapasztaltam. A csapdázási időszaktól függően folyamatosan növekedett a kibocsátott CO₂ koncentrációja. A reaktorban vett mintákat általánosságban jellemezte, hogy a 10 és 20 perces mérési időszakban az emissziós értékek kis mértékben visszaestek, amelynek oka a nagymértékű szerves anyag jelentléte lehet.



3.2.2. ábra – A részletes vizsgálat CO₂ eredményei a kialakított vizes élőhelyen (CW)

A szennyvíz felszíni minták a vizes élőhelyhez képest hasonló tendenciával és magasabb kibocsátással rendelkeztek. A lebontási folyamatok a 2. reaktortól az utolsó reaktorig zajlottak. A reaktorokban mért emisszióknál megfigyelhető, hogy a vizes élőhelyeken vett minták CO₂ koncentrációja kisebb volt a szennyvíz felszíni emisszióhoz képest. Arányaiban a legnagyobb mértékű fluxus a középhosszú – 30 perces – időszaknál volt. A 10 perc hosszúságú emisszió a legtöbb reaktornál magasabb koncentrációt mutatott, mint a 20 perces mérésnél (kivétel a 6-os és 7-es reaktor). Az eredményekből

megállapítható, hogy a vizes élőhely CO₂ képződés a szennyvízhez képest arányaiban alacsonyabb, amit az összes reaktor esetében nagyobb emisszió jellemzett mérési helytől és hosszról függetlenül, amelynek oka valószínűsíthető, hogy a vizes élőhely CO₂ megkötőként csökkentette a kibocsátás mértékét ennél a gázkomponensnél.

3.2.6 A NO kibocsátás előfordulása (a részletes vizsgálattal megállapított)

A részletes, NO vizsgálatoknál külön értékeltém a komponens képződések időbeli eltérését, valamint az emissziók egymáshoz viszonyított arányát. A NO kibocsátásnál, eltérően az N₂O-tól és a CO₂-től, a 10 perc alatt mért koncentrációk esetén a vizes élőhelyen vett minta megközelítőleg 70%-kal magasabb volt az ugyanazon időszakban mért szennyvízfelszínen mért értékekhez képest. Eltérően ettől, a leghosszabb mérési periódusban ez az érték megközelítőleg 2 % volt, amely esetben volt a legkisebb arányú az eltérés. A 30 perces periódusban mért kibocsátásnál a szennyvíz felszínéről vett minta magasabb emisszióval rendelkezett a vizes élőhelyhez (CW) képest. A tisztítási folyamatot illetően csak a 40 perces mintavételi intervallumban volt magasabb a NO kibocsátás a vizes élőhelyen vett mintákban. Összeségében a legrövidebb 10 perces mintavételi időszakban volt a legnagyobb arányú az eltérés a két mintavételi hely NO kibocsátásában. A legnagyobb NO koncentráció a leghosszabb – 70 perces – időszakban jelentkezett.

A szennyvíz felszínén vett gázminták eredményei alapján jól látható, hogy a különböző mintavételi időszakok és a reaktorok kibocsátása eltérő tendenciát és arányt mutat. Az emissziós értékekből jól látható, hogy a szennyvíz felületén mérhető NO fluxus a kezdeti, nyers szennyvíz esetében alig kimutatható. Megállapítható, hogy a gázemisszió aktivitása a 2. reaktorban kezdődik, és a reaktorsorban megközelítőleg azonos arányban vált intenzívebbé, kivétel ezalól az 5. reaktor. A legnagyobb mértékű gázemissziót az 5. és 6. reaktorban tapasztaltam. A csapdázási időszaktól függően folyamatosan növekedett a képződött NO mennyisége. Nagymértékű, a reaktorsortól eltérő NO koncentráció csak az 5. reaktorban volt. Az 5. reaktorban vett mintákat jellemezte, hogy a 10 és 20 perces mérések esetén, valamint a 30 és 40 perces vizsgálati időszakban az emissziós értékek csak kis mértékben tértek el, amelynek oka a reaktor kémhatásának csökkenése lehet, illetve szennyvíz oldott oxigén tartalmának növekedése.

A vizes élőhely mintavételi pontja a szennyvíz felszínén vett mintákhoz képest eltérő dinamikájú NO emissziót eredményez. A vizes élőhely (CW) mintavételi pontjaiban magasabb kibocsátás volt, mint a vízfelszínen mért kibocsátás, kivétel ez alól az 5. reaktor 30 perces mérési mintái. A vízfelszíntől eltérően a vizes élőhelyen vett minták azt mutatják, hogy a NO termelődés már előbbi tisztítási folyamatban megkezdődik és tovább is tart, mert a már a

4-es, 5-ös és 6-os reaktorterekben is zajlott. A reaktorokban mért koncentrációknál megfigyelhető volt, hogy arányaiban a legnagyobb fluxus a rövidebb – 10 és 20 perces – mérési időszaknál jelentkezett. Ennek oka a vizes élőhely komplexebb, fajgazdagabb élővilágának következtében zajló lebontás (férgek, rovarok, mikrobák). Az eredményekből megállapítható, hogy a vizes élőhely NO komponens képződése a szennyvízhez képest arányaiban egyharmadával nagyobb emisszió jellemezte mérési helytől és hosszától függetlenül.

3.2.7 A növényi minták C és N tartalma

A félüzemi FCR szennyvíztisztítóban kialakított vizes élőhely (termesztő modul) növényeiből vett növényi minták CN analízise (eléletése) során megtudhatjuk a szén és nitrogén (C és N) koncentrációjának változását a növényben. A különböző C és N tartalomból következtethetünk az eltérő reaktorokban a teszt növények C és N felhasználására, amelyek befolyásolhatják a reaktorokban zajló folyamatokat (gáz fluxus, reaktorok C tartalma). A felhalmozódás arányából következtethetünk a növények számára rendelkezésre álló tápanyagok mennyiségére, valamint meghatározhatjuk a növényekben való hasznosulás arányát.

Ebből következtethetünk arra, hogy melyik tisztítási folyamatban optimális az oldott C és N jelenlét (CO_2 és N_2O gázemisszió befolyásoló tényező).

A vizsgálat során a 4-es, a 6-os és a 8-as reaktorból vett növényi mintákat vizsgáltam, mert ezek a tisztítási lépések szakaszolt elemei. A kezdeti szakaszt (1-es és 2-es reaktor) nem tudtam mintázni, mert egy technológiai hiba miatt a mintavétel idején a méréshez nem volt elegendő növényi biomassza.

A mérések alapján megállapítható, hogy a nád esetében a hagyományos szántóföldi termesztésű (kontroll) növény magasabb C és N tartalommal rendelkezett. A kínai nád tekintetében elmondható, hogy a nádminták esetében a kifejlett (második generációs) növényekben magasabb a C aránya a kezdeti (első generációs) mintákhoz képest, valamint a 4. reaktortól folyamatosan csökken. Ezzel szemben a N aránya a 4. reaktorban a kezdeti nádmintában 44%-kal magasabb, mint a fejlettebben növény mintában, amely a 6. reaktorban már csak 22%-a volt. A 8. reaktorban viszont már 24%-kal magasabb a kifejlett növény N tartalma a kezdeti növényi mintához képest. A növények C és N tartalmának felhalmozódásából következtethető, hogy a reaktorok C és N telítettsége miként változik. A C és N tartalom pedig közvetlenül befolyásolja a N_2O és CO_2 emisszió mértékét és ütemét, közel állandó oldott oxigén tartalom mellett. Megállapítható, hogy a kontroll mintához képest a C és N tartalom mindkét mintavételhez képest egyaránt csökken, valamint a növény fejlettségi szintjével növekedik a N mennyisége. A növény N mennyisége a 6. reaktorban mutat maximumot, ami a C és N

hatásának köszönhetően a legnagyobb N_2O és CO_2 kibocsátás intenzifikálást jelenti a tisztítási folyamatban.

3.2.8 A vizes élőhely és a gyeptársulás gázkibocsátás dinamikája

A N_2O az ágazatok harmadik legfontosabb üvegházhatású gázkomponense, amelyet a talajból nitrifikációs folyamatok útján bocsátanak ki (Velthof és Oenema 1997). A talaj N_2O -kibocsátása az abiotikus tényezőktől (talajhőmérséklet, talajvíz-tartalom, pH), biotikus tényezőktől (szubsztrát elérhetőség, talaj széntartalma, talajbaktériumok) és kezelési típusoktól függ (Horváth et al. 2010; Soussana et al., 2010). A talaj N_2O -kibocsátása fokozódik viszonylag oxigénmentes, közepes nedves talajokban, ahol rendelkezésre állnak szubsztrátumok (szervesanyag maradékok) (Horváth et al. 2008).

Az élőhelyek CO_2 és N_2O fluxusa térbeli mintázatainak időbeli változékonyságának leírása és annak felmérése nehéz feladat. A fluxusok változása különböző indikátorokra vezethető vissza, ilyen módosító hatás tulajdonítható a különböző gazdálkodási rendszereknek, a gyepek esetén például a legeltetés és a kaszálás hatásainak, illetve a szennyvíztisztítás tekintetében az ökoszisztéma rendszer meglétének.

A fluxus mintázat

A vizsgált szennyvíz és a reaktorok felületén az egyenletes felszín miatt ingadozásmentes eloszlású fluxus feltételezhető. Azonban a különböző áramlási viszonyok a reaktor testen belül, vagy a mesterséges élőhelyen, a különböző mélyedésekben felhalmozódó szerves anyagok, illetve a hozzá kapcsolódó biológiai aktív felületek eltérő fluxus mintázottságot eredményezhetnek. Ezen tényezők hatása szabályozhatja a vizes élőhely légzését és N_2O fluxusát, amelyek várhatóan nagyobbak lehetnek az ilyen mélyedésekben, gócpontokban, mivel a vizsgált ökoszisztéma állandó nedvességtartalommal és szubsztrátummal, valamint jellemzően állandó hőmérsékletű környezettel rendelkezik. A N_2O mintázat korrelációja pozitívnak bizonyult a vizes élőhelyen és az eltérő reaktorok révén. A szennyvíznél nem találtam robusztus térbeli összefüggéseket, ezért vizes élőhely időtartam eltéréseinek összevetése, mintázatának feltárása volt indokolt. A fluxus időbeni variabilitását a különböző mérési időtartamokban 10, 20, 30, 40 percnél, CO_2 -ra és N_2O -ra kiugró értékek jellemezték. Az átlagérték kimagasló eltérései a mintavételi pontok variabilitását okozták, ami a vizes élőhely fluxus eltérő mintázatát feltételezi. A gázemisszió komponensek mérésénél az átlagos kibocsátást az átlagtól való eltéréssel vettem össze, hogy egy esetleges fluxus mintázat meglétét igazoljam a különböző reaktorok esetében. Az eltérő komponenseknél a kiugró értékek csak a vizes élőhelyen és a tisztítási folyamat középső szakaszán jelentkezett,

a folyamaton belül is a 2. és az 5. reaktoroknál. Ennek oka, hogy a biológiai aktivitás, valamint a szerves anyagok lebontása jellemzően ebben a szakaszban történik, ezért a térbeli eltérésnek a lehetőségét is itt vizsgáltam. A 20 és 40 perces mintavételnél mindkét komponensnél eltérő variabilitást, illetve magas koncentrációt mértem a 3-as és 5-ös reaktorok esetén.

A N_2O emisszió időtartamok mérésénél az átlagos eltérés arányok reaktoronként eltérő mintázatot jelentettek, ami a kialakult ökoszisztéma biológiai gócpontjait, valamint a gödrökben felhalmozódott biofilm aktivitást monitorozta. A N_2O komponens esetében a 2. reaktorban a 10 és 20 perc intervallumú gázcsapdázásnál a harmadik mérés átlagtól való eltérése mutatott heterogén, nem várt indukáltan magasabb emissziót. A hosszabb intervallumnál minden esetben az átlagtól való eltérés aránya 5% alatti volt. A 3. reaktorban csak a 20 perces intervallumú gázcsapdázásnál a második és harmadik mérésnél tapasztaltam az átlagtól való magasabb eltérést, amely megközelítőleg azonos mértékű volt. Ez az eltérés mutatta a mintázaton belüli időbeli aktivitás eltérését, amely a mérési átlagtól magasabb emissziót eredményez. A hosszabb intervallumnál minden esetben az átlagtól való eltérés aránya 5% alatti volt.

A N_2O komponens esetében a 4. reaktorban a 10 perces intervallumú gázcsapdázásnál a legelső mérés átlagtól való eltérése kiugróan magas volt. A 20 és 30 perces mérési intervallumnál hasonlóan legalább egy, az átlagtól lényegesen eltérő arány jelentkezett. Az 5. reaktorban a 10 perces vizsgálati intervallumú gázcsapdázásnál a harmadik és negyedik mérésnél tapasztaltam az átlagtól való magasabb eltérést, amely megközelítőleg azonos mértékű volt. A 20 perces mérési intervallumú gázcsapdázásnál a második és harmadik mérésnél tapasztaltam hasonlót. Ez az eltérés mutatta a mintázaton belüli időbeli aktivitás jelentőségét, amely a mérési átlagtól magasabb emissziót eredményez. A hosszabb vizsgálati intervallumnál (30, 40 és 70 percnél) minden esetben az átlagtól való eltérés aránya 5% alatti volt. Ezek alapján kijelenthető, hogy a N_2O fluxus térbeli eltérését, illetve mintázatát időbeli variabilitás jellemezheti, amit mindenképp figyelembe kell venni, mind a nettó emisszió számításánál, mind a tisztítási folyamatok jellemzésénél.

A CO_2 emisszió időtartamok vizsgálatánál az N_2O komponenshez hasonlóan az átlagos eltérési arányok reaktoronként más-más mintázatot, térbeli eltérést mutattak, ami a kialakult ökoszisztéma biológiai gócpontjait, valamint a gödrökben felhalmozódott biofilm aktivitást monitorozta. A mintázat ennél a gázkomponensnél is várható volt, mivel előzetesen már bizonyítottá vált a két gázkomponens közötti (szignifikáns) kapcsolat. A CO_2 komponens esetében a 2. reaktorban a 10 és 20 perc mérési intervallumú gázcsapdázásnál a harmadik mérés átlagtól való eltérése mutatott indukált, magasabb emissziót. A 30 perces intervallumnál minden esetben az átlagtól való eltérés aránya 5%

alatti volt. A 40 perces intervallumnál az első és a harmadik mintavétel – az átlagtól – lényeges eltérést mutatott.

A 3. reaktorban csak a 40 perces intervallumú gázcsapdázásnál és a harmadik mérésnél tapasztaltam az átlagtól való magasabb eltérést, az azt megelőző mintavételeket megközelítőleg azonos mértékű fluxus jellemezte. Ez az eltérés mutatta a mintázaton belüli időbeli aktivitás jelenségét, megjelenését és azonos arányát (mennyiségét), amely a mérési átlagtól magasabb emissziót eredményez. A 40 perces mintavételtől eltérő intervallumoknál minden esetben az átlagtól való eltérés aránya 5% alatti volt.

A CO₂ komponens esetében a 4. reaktorban a 10 perces intervallumú gázcsapdázásnál a legelső mérési átlagtól való eltérés kiugróan magas különbözőséget mutatott (hasonlóan az N₂O komponenshez). A 20, 30 és 40 perces vizsgálati intervallumoknál hasonlóan legalább egy, az átlagtól való kiugró különbség aránya mutatkozott, eltérő időbeli variabilitással jelentkezve.

Az 5. reaktorban a 10 perces intervallumú gázcsapdázásnál a harmadik és negyedik mérésnél tapasztaltam az átlagtól való magasabb eltérést, amely megközelítőleg azonos mértékben jelentkezett. A 20 és 30 perces mérési intervallumú gázcsapdázás esetében az átlagtól való eltérés aránya 5% alatti volt. Ez az eltérés mutatta a mintázaton belüli időbeli aktivitás jelentkezését, amely a mérési átlagtól magasabb emissziót eredményez. A 40 perces mérési intervallumnál a három mérésnél folyamatosan emelkedő fluxus jelentkezett, amely a harmadik mérésnél a legnagyobb eltérési arányt jelentette. A fentiek alapján a CO₂ fluxus mintázatát időbeli variabilitás jellemezheti, amit mindenképpen figyelembe kell venni, mind a nettó emisszió számításnál, mind a tisztítási folyamatok jellemzésénél. A CO₂ és N₂O komponensek térbeli változékonysága esetén reaktoronként azonos, hasonló összefüggés tapasztalható. Ahol a CO₂ térbeli mintázata intenzifikációt mutat, ott a N₂O mintázatában jellemzően ellentétes térbeli eltérési arány jelentkezik. A reaktoronként eltérő gáz komponensek időbeli és térbeli mintázata között bizonyítható kapcsolat van.

A mérések közül jellemzően elkülöníthető 3 típusú térbeli mintázat:

- az egyszeri, az átlagot nagymértékben meghaladó,
- a párhuzamos azonos mértékű,
- és a folyamatos intenzitásemelkedéssel járó mintázat.

A térbeli mintázatban nem sikerült észlelni a perzisztenciát (fennmaradás, kitartás, tartósság). Csak két, időben egymástól távol eső és különböző komponenseknél elvégzett mérési alkalommal nem tudtam kimutatni általános együttmintákat és azok időbeli kitartását.

3.2.9 A kaszkád rendszerű szennyvíztisztítás (FCR System) fejlesztés

A természetű modulal kialakított vizes élőhely (CW) kialakítása

Hasonlóan az állattenyésztés példájához, a szennyvíztisztítási technológiákon belül is a kezelések alternatíváival jelentősen csökkenthető az éghajlatváltozást okozó gázokhoz való hozzájárulás. Az állattenyésztéshez hasonlóan a különböző élőhelyek (gyepes területek) használata az adott pedoklimatikus és tenyésztési rendszerekben csökkenthetik a bevált alkalmazások emissziós tényezőit (Narayan et al. 2018; Renáta et al. 2018).

A fix növénytartók alkalmazása

A fix rögzítésű növénytartókat a laboratóriumi tesztek tapasztalatai alapján az adott reaktor átlag vízszintjéhez viszonyított 50 mm-rel lejjebb rögzítettem. A meglévő tartókat egy fekete „Enkamat” hálóval béleltem, amiket keramzittal töltöttem fel. A kínai nád rizómákat a felnedvesedő keramzit réteg fölé (20 - 30 mm) helyeztem, amit további 140-150 mm keramzittal fedtem be. A fix rögzítésű növénytartók a laboratóriumi tesztek tapasztalatai alapján jól alkalmazhatóak voltak a vizinövények telepítésénél is, azonban a félüzemi rendszerben az erősebb levegőzető rendszer és áramoltatás, illetve magasabb vízhőmérséklet és az időszakos felhabzás miatt problémákba ütközött. A kiválasztott vizinövények folyamatosan elúsztak a helyükről, valamint könnyen sérültek, ezért a vizinövények és a technológia igényeinek figyelembevételével egy párnás növénytartót (modult) alakítottam ki. A fejlesztés segítségével kiküszöbölhetővé váltak az előzőleg tapasztalt problémák, valamint sikeresen megtörténhetett a második (későbbi időpontbani) telepítés.

A párnás növénytartó (modul) alkalmazása

Az 3.2.3. ábrán jól látható, hogy a kifejlett vízi növények rögzítésére egy keramzit töltetű párnát alakítottam ki, amely két 920 x 470 mm-es „Enkamat” háló összevarrásával és keramzit feltöltésével állítottam elő.



3.2.3. ábra – Az FCR reaktor vizinövényeihez fejlesztett keramzit párna

A növények levélfelület méretének megfelelő 20 x 40 mm-es nyílást készítettem, amelyet folyamatosan szűkülő nyílással rögzítettem. A növény elhelyezését követően a száraknál és a levelek alatt további keramzit feltöltést végeztem a szükséges 100 mm-es vastagság eléréséhez. Az ilyen módszerrel

történő telepítéssel kiküszöbölhető lett az áramlás, a felhabzás és a felúszás problémája.

4. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

4.1 Következtetések

A mérések alapján arra a következtetésre jutottunk, hogy a kínai nádra (*Miscanthus sinensis*) alapozott szennyvíztisztítás (FCR) jelentős előnyökkel járhat. A roncsolásmentes neutronaktivációs analízis (NAA) alkalmas módszer mintegy 46 elem koncentrációjának mérésére. Megállapítható, hogy rendkívül alacsony meghatározási határral és nagy szelektivitással rendelkezik a módszer.

A vizes élőhelyekkel (CW) kiegészített szennyvíztisztító eljárás hatékonyan képes csökkenteni a szennyvíz tápanyagterhelését, amin azt eredmények is alátámasztanak, valamint a rendszer használatával megújuló energiát biztosító biomasszát adhat az energianád előállítás, ami így nem foglal el hagyományos termőterületet (szántóterület).

A növények nehézfém koncentrációja (pl. Zn, Cu, Cd) a kaszkád kezelés különböző lépéseiben csökken. Másrészt jónéhány elem koncentrációja a kaszkád rendszer mentén növekszik a növényben (pl. K, S, Fe). Egyes elemek (pl. Co, Ni, Ag és Hg) koncentrációja a 4. reaktor növényeiben mutatják a legmagasabb koncentrációkat. A minták többségében az elemek koncentrációja nagyobb volt (pl. Eu, Hf, Sm, U, Cd, Hg, Cr, Mo, Cs, Sc), mint a kontroll növényben. A minták többségében az elemek koncentrációja nagyobb volt (pl. Eu, Hf, Sm, U, Cd, Hg, Cr, Mo, Cs, Sc), mint a kontroll növényben. Ez a különbség a rendszer hatékonyságát jelzi. Megállapítható, hogy az erősen adszorbeált elemek blokkolhatják a receptor helyek többségét az első reaktorokban, ezért a gyenge felületi megkötésre képes elemek nem tudnak adszorbeálódni ezeken a helyeken. A gyenge kötődésű tulajdonságú elemek adszorbeálódhatnak, ha az erősen felületi megkötésre alkalmas elemek koncentrációja csökken, és adszorpcióikhoz elegendő szabad aktív receptor hely marad. Ezekben az esetekben a gyengén adszorbeáló elem koncentrációja növekszik a növényekben a kaszkádsor mentén.

Az eredményekből megállapítható, hogy a vizsgált gázkomponensek (CO₂, NO, N₂O) esetén a CW-k alkalmazásával intenzívebb volt a kibocsátás. A gázkibocsátás mintegy egyharmaddal növekedett a kaszkád rendszerben, amit az előzetes vizsgálatok is igazoltak.

A N₂O fluxus helye a hagyományos kaszkád rendszerhez viszonyítva nem változott, mert a kibocsátás mindkét esetben a 2. és 5. reaktoroknál zajlott le. A kibocsátás mértéke a CW alkalmazásával jelentősen növekedett, a kibocsátás a 3. és 4. reaktorokban koncentrálódik. A kibocsátás a 10 és 20 perces időszakban volt a legnagyobb mértékű.

A CO₂ emisszióknak helye a hagyományos kaszkád rendszerhez viszonyítva nem változott, mert a gázkomponens képződés mindkét esetben a teljes reaktorsoron zajlott le (1-8. reaktor). A kibocsátás mértéke a hagyományos

FCR növénytartók alkalmazásával jelentősen növekedett az elvártaknak (szakirodalmi tapasztalatok, C/N arány) megfelelően, azonban a kiegészített termesztő modul (vizes élőhely) esetében a szennyvíz emissziótól alacsonyabb koncentrációban (átlagosan 21%) képződött. A szennyvíznél a kibocsátás jellemzően 3-6. reaktorban volt nagyobb mértékű, azonban a vizes élőhelynél a 3-8. reaktorig, amely aránya a 10 perces mérési intervallumban volt a legnagyobb mértékű.

A NO emisszió értéke a hagyományos kaszkád rendszerhez viszonyítva nem változott, a gázkomponens képződés mindkét esetben a teljes reaktorsoron zajlott le (1-8. reaktor). A NO koncentráció mértéke a CW alkalmazásával növekedett, a szennyvíznél a kibocsátás jellemzően az 5. és 6. reaktorban volt nagyobb mértékű, azonban a vizes élőhelynél ez már hamarabb jelentkezett (1-6. reaktorig). A NO fluxus aránya a 10 és 40 perces időszakban volt a legnagyobb arányú.

A szennyvíz gázkibocsátásának vizsgálata mellett feltártam a termesztő modulul kialakított vizes élőhely CO₂ gázkomponensnyelő funkcióját. A fluxus mérések alapján reaktoronkénti emisszió mintázottságot tapasztaltam. A gázkomponens emissziós mintázottsága, térbeli és időbeli variabilitása meghatározza a vizes élőhely (CW) fluxus dinamikáját. A jelenség hasonló a gyeptársulások térbeli emisszió mintázottságához. A kibocsátás dinamikája nagy jelentőséggel bír a vizsgált CW térbeli mintázatának kialakulásában, ahol a biológiai aktivitás gyakori vagy biofilm felhalmozódás képződik. Az ökoszisztéma rendszerek eltérő szintű heterogenitást vagy homogenitást hozhatnak létre, amely szerkezetének a térbeli mintázatokra gyakorolt szabályozó hatása csak a vizes élőhelyeken (CW) volt tapasztalható. A térbeli minták időbeli kitartása szintén dinamikus jelenség volt.

4.2 **Javaslatok**

Az eredmények alapján további vizsgálatok javasolt a növény (kínai nád) nehézfém megkötésével kapcsolatban, mind a gázkibocsátással kapcsolatban. Fontos lenne, hogy a végső reaktorban megnövekedett nehézfém koncentrációértékek okának megismerésre kerüljön a további akkumuláció lehetősége. A gázkibocsátás esetén javasolt további gázkomponensek vizsgálata, mint a metán (CH₄), és a nagyobb térfogatú gázcsapdák alkalmazása. Mindenképpen elengedhetetlen tényező a reaktoronkénti fluxus mintázat-vizsgálata, a perzisztencia összefüggések feltárása. A 8 kaszkád elemes FCR berendezés esetén a reaktorok száma a tisztítási paraméterek tekintetében megfelel a vizsgált szennyvízkezelési eljáráshoz, javasolható azok számának felülvizsgálata, ezek további növényekkel történő kiegészítése növelheti a víztisztítási hatékonyságot. Eredményeim alapján (fluxus mintázat, CO₂ megkötő hatás) javasolt lenne egy részletező vizsgálat elvégzése, amiben a teljes reaktor felületet egységekre bontva és

folyamatos (24 óra) emisszió mintázással vizsgálánk. Ezzel leíró jelleggel is megállapítható lenne a fluxusok térbeli és időbeli változásainak feltárása, amivel teljes képet kaphatnánk a vizes élőhelyek szennyvíztisztításba betöltendő pozitív hatásáról.

5. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

Az FCR szennyvíztisztítási technológia fejlesztésének érdekében végzett vizsgálatok, elemzések és a félüzemi biológiai reaktor rendszer optimalizálása érdekében a célkitűzéseim között szereplő **szennyvizek hatása növények fejlődésére, elemfelvételére és gázkibocsátására (CO₂, N₂O, NO) témában** új tudományos eredménynek tekintem:

1. Meghatároztam a szennyvíz hatását egy energianövény (a kínai nád) fejlődésére, valamint feltártam az ökológiai rendszerbe illesztett termesztő modul (vizes élőhely) szennyvíztisztítás folyamatában előidézett szennyezőanyag lebontást fokozó hatását, amely N₂O és CO₂ emiszió növekedést okoz. Analitikai módszerek segítségével kimutattam a félüzemi FCR szennyvíztisztítási rendszerbe illesztett növény elemfelvételét és gázkibocsátást befolyásoló hatását.
2. Meghatároztam egy 8 elemes kaszkád rendszerben a különböző elemcsoportok – 45 elem, 5 elemcsoport (Wood szerint) – növényben történő koncentrálódási pontjait, annak okait, illetve, hogy az elemkoncentráció a kaszkád sorban, melyik reaktorban, melyik elem koncentrálódik. Az elemek akkumulációja a növényekben a szennyvízből történő eltávolítást is jelent. A tisztítási folyamatban három típusú: egységes csökkenő, a 4-6. reaktorban jellemző és az utolsó (8. reaktor) kaszkádban koncentráció felhalmozódást mutattam ki a reaktorsorban.
3. Megállapítottam, hogy a termesztő modulba telepített kínai náddal kialakított vizes élőhely milyen módon és melyik reaktorban befolyásolja a CO₂, N₂O és NO gázemissziót, valamint, hogy a növények növekedésére a szennyvíztisztítóban kialakított vizes élőhelyen a szennyvíznek a kontrollhoz képest nincs negatív hatása – a vegetációs időszakban az összes kaszkád elemében meghaladja –, illetve kimutatható a biológiai aktivitás növekedése a reaktorsorban.
4. Az FCR rendszerben kialakított vizes élőhely (termesztő modul) a tisztítási hatékonyság növelését fokozza, és a tesztnövény intenzifikálja a tisztítási folyamatot. A termesztési feltételek a szennyvízen kialakított CW-ben hasonló biomassza előállítás eredményez, mint egy hagyományos szántóföldi termesztés.
5. A különböző gázkomponensek kibocsátásából következtethetünk a kaszkád reaktor rendszerek mikrobiális aktivitására, amit a CO₂ gázkomponens eredményei bizonyítanak. A növénytartó és a vizes élőhely kialakulása során olyan mikrobák is megjelentek, amik közvetlen CO₂-t kötnek meg, így a csökkentve a CO₂ kibocsátást. A vizes élőhely segítségével fokozható a biológiai aktivitás (tisztítási felület, biofilm növelés, rovarok, férgek), amelyek intenzívebbé tehetik a lebontási folyamatokat – a N₂O képződés átlagosan 70,4 %-kal volt magasabb a CW-nál–, ezáltal a szennyvíz szervesanyag eltávolítását, illetve a tisztítási hatékonyságot. Meghatároztam a

biológiai szennyvíztisztításban a vizes élőhely (CW) CO₂ nyelő funkcióját, amellyel bizonyítottan mérsékelhető a szennyvíz ágazat ÜHG kibocsátása. Átlagosan 21,4 %-kal kevesebb a kibocsátás, amely arányaiban magasabb értékek kellene lenni – C és N tartalom arány alapján –, hasonlóan a N₂O gázkomponens kibocsátáshoz.

6. Összefüggést tártam fel a gyepes és a vizes élőhely (CW) fluxus mintázottságában. A gyeptársuláshoz hasonlóan időszakos, intenzitás eltérést mutattam ki az emissziós koncentrációk értékei alapján. Átfogó eredményeim azt mutatták, hogy a térbeli különbségek, a minimumok és a maximumok mintái elsődleges fontossággal bírnak a vizsgált élőhelyek térbeli mintázatainak kialakításában. Ugyanakkor azt is megállapítottam, hogy a várt térbeli kapcsolatok időbeni lefolyásban módosultak, és a különféle kezelési rendszerek fontos hatással lehetnek rájuk, amellyel jellemeztem a szennyvízben alkalmazható vizes élőhelyek gázkomponenseinek térbeli és időbeli variabilitását.

6. AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉHEZ KAPCSOLÓDÓ PUBLIKÁCIÓK

1. Tudományos folyóiratokban megjelent (közlésre elfogadott), lektorált, teljes szövegű tudományos közlemény

1.1. Idegen nyelvű, impakt faktoros folyóiratban:

Péter Koncz, Krisztina Pintér, János Balogh, Marianna Papp, Dóra Hidy, Zsolt Csintalan, Erik Molnár, **Albert Szaniszló**, Györgyi Kampfl, László Horváth, Zoltán Nagy (2017): Extensive grazing in contrast to mowing is climate-friendly based on the farm-scale greenhouse gas balance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 240, pp. 121–134. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.022>

Szilvia Fóti, János Balogh, Marianna Papp, Péter Koncz, Dóra Hidy, Zsolt Csintalan, Péter Kertész, Sándor Bartha, Zita Zimmermann, Marianna Biró, László Hováth, Erik Molnár, **Albert Szaniszló**, Krisztina Kristóf, Györgyi Kampfl, and Zoltán Nagy (2017): Temporal Variability of CO₂ and N₂O Flux Spatial Patterns at a Mowed and a Grazed Grassland. *Ecosystems*, 21, pp. 112–124. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0138-8>

1.2. Idegen nyelvű, nem impakt faktoros folyóiratban:

Albert Szaniszló, H E A F Bayoumi Hamuda, Ágnes Bálint (2015) Ecological Opportunities to Develop Biological Process for Wastewater Treatment. *Óbuda University e-Bulletin*, 5 (1) pp.187-196.

Lóránt Szabó, **Albert Szaniszló**, (2017): Solar power plant station in Fishland., *Int. Rev. Appl. Sci. Eng.* 8(1), pp. 37–43, DOI: <https://doi.org/10.1556/1848.2017.8.1.6>

Szaniszló, Albert; Demény, Krisztina (2018): Evolution of the absorption of heavy metals in function of nutrients. *Columella: Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 5(1), pp. 37-44., DOI: <https://doi.org/10.18380/SZIE.COLUM.2018.5.1.37>

1.3. Magyar nyelvű, nem impakt faktoros folyóiratban:

Szaniszló Albert, H E A F Bayoumi, Bálint Ágnes (2015): Alternatív termőhely, mint új lehetőségek alkalmazása a biológiai szennyvíztisztításban. *Economica (Szolnok)*, VIII.(3), pp. 294-300.

Szaniszló Albert (2014): Az energianád (*Miscanthus* spp.) alkalmazási lehetősége alternatív termőhelyeken. *Agrofórum*, 25(12), pp. 44-49.

1.4. Idegen nyelvű, nem impakt faktoros folyóiratban megjelent teljes terjedelmű konferencia cikk:

Albert Szaniszló, Rita Pecze, Ágnes Bálint (2016) Examination the heavy metal contamination of municipal waste incinerator and M3 motorway in Budapest. *Proceedings of Ecopole*, 10(2), pp. 523-532. DOI: [https://doi.org/10.2429/proc.2016.10\(1\)056](https://doi.org/10.2429/proc.2016.10(1)056)

Bálint Ágnes; Kiss Rita; **Szaniszló Albert**; Bayoumi Hamuda H.E.A.F. (2018): The effect of heavy metals to be found in the environment on the

human body. *Proceedings of Ecopole*, 12(1), pp. 11-20., DOI: [https://doi.org/10.2429/proc.2018.12\(1\)001](https://doi.org/10.2429/proc.2018.12(1)001)

Albert Szaniszló, Ágnes Bálint, Viktória Szmolka, Bernadett Gyarmati, Györgyi Kampfl (2013): Examination of biofilm gas emission in food chain reactor system. *Növénytermelés*, 62(Supplement), pp. 397-400.

G Bernvalner, **A Szaniszló**, B Gyarmati, M Horváth, Á Bálint (2012): The effect of acid rain and heavy metal on garden cress (*Lepidium sativum*), *Növénytermelés*, 61(Supplement), pp. 93-96.

Bernadett Gyarmati, **Albert Szaniszló**, Balázs Törő, Ágnes Bálint (2010): Application of the garden cress (*Lepidium sativum*) as possible biological indicator of a heavy metal accumulation. *Növénytermelés*, 59(Supplement), pp. 333-336.

2. Idegen nyelvű konferencia kiadványban megjelent teljes terjedelmű cikk:

Bayoumi Hamuda Hosam, **Szaniszló Albert**, Paukó Andrea, Bálint Ágnes (2015): Impact of Engineered Metal Oxide Nanoparticles on Plant-Growth Promoting Substances Produced by Symbiotic N₂-Fixing Rhizobium. In: Páy Gábor, Sikolya László, Ungureanu Nicolae (eds.) International Multidisciplinary Conference: 11th Edition. 182, p. Konferencia helye, ideje: Nyíregyháza, Magyarország, 2015.05.20-2015.05.22. Nyíregyháza: Bessenyei Publishing House, 2015. pp. 29-34.

(ISBN:978-615-5545-51-1)

Szaniszló Albert, Bayoumi Hamuda Hosam, Bálint Ágnes (2015): Application of Garden Cress (*Lepidium sativum*) as Biological Indicator in Case of Heavy Metal Contamination. In: Páy, Gábor; Sikolya, László; Ungureanu, Nicolae (eds.) International Multidisciplinary Conference: 11th Edition Nyíregyháza, Magyarország: Bessenyei Publishing House, (2015) pp. 157-160., 4 p. Konferencia helye, ideje: Nyíregyháza, Magyarország, 2015.05.20-2015.05.22. Nyíregyháza: Bessenyei Publishing House, 2015. pp. 157-160. (ISBN:978-615-5545-51-1)

Albert Szaniszló, Györgyi Kampfl, Ágnes Bálint (2014). Investigation of gas emission in food chain reactor system, 5th ICEEE-2014 International Conference: Global Environmental Change and Population Health: Progress and Challenges. Konferencia helye, ideje: Budapest, Magyarország, 2014.11.19-2014.11.21. Budapest, pp. 88-94. (ISBN:978-615-5460-26-5)

6. IRODALOMJEGYZÉK

- FRANK OWSKI MARCIN U., ANETTA ZIOŁA-FRANKOWSKA, IWONA KURZYCA, KAREL NOVOTNÝ, TOMAS VACULOVÍČ, VIKTOR KANICKÝ, MARCIN SIEPAK ÉS JERZY SIEPAK (2011): Determination of aluminium in groundwater samples by GF-AAS, ICP-AES, ICP-MS and modelling of inorganic aluminium complexes, *Environmental Monitoring and Assessment* volume 182, pages 71–84
- HORVÁTH L, GROSZ B, MACHON A, TUBA Z, NAGY Z, CZÓBEL SZ, BALOGH J, PÉLI E, FÓTI SZ, WEIDINGER T. (2010): Estimation of nitrous oxide emission from Hungarian semi-arid sandy and loess grasslands; effect of soil parameters, grazing, irrigation and use of fertilizer. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139:255–63. 30
- HORVÁTH, L., GROSZ, B., CZÓBEL, Sz., NAGY, Z., PÉLI, E., SZERDAHELYI, T., SZIRMAI, O., TUBA, Z. (2008): Measurement of methane and nitrous oxide fluxes in 10.14751/SZIE.2016.02499 Bodroghöz, Hungary; preliminary results. In: *Acta Biologica Szegediensis*, 52(1), 119–122. p. <http://www2.sci.u-szeged.hu/ABS/2008/tart08a.html>
- HUANG Y., ZOU J., ZHENG X., WANG Y., XU X. (2004): Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C/N ratios. *Soil Biology and Biochemistry* 36. 973-981. p.
- KOVÁCS K. (1996): Mikroszervezetek denitrifikációs tevékenységének nyomonkövetése gázkromatográfiás módszerrel. *Gödöllő: Gödöllői Agrártudományi Egyetem*
- KRISZT B., SZOBOSZLAY S., DOBOLYI CS. (1996): A *Sreptomyces nitrosporeus* N₂O termelésének (aerob denitrifikáció) vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan* 45. (3-4), 315-324. p.
- M. V. FRONTASYEVA. S.S. PAVLOV (2000): Analytical investigations at the IBR-2 reactor in Dubna; Proceedings 2000 Workshop. Nuclear Data Production and Evaluation. Pohang Accelerator Laboratory. Pohang. Korea August 25-26.
- M. V. FRONTASYEVA, HARMENS H, UZHINSKIY A AND THE PARTICIPANTS OF THE MOSS SURVEY (2019) Mosses as biomonitors of air pollution: 2015/2016 survey on heavy metals, nitrogen and POPs in Europe and beyond. UNECE ICP Vegetation. JINR Publishing Department, Dubna, R. ISBN 978-5-9530-0508-1. 2019, pp 80
- NARAYAN KUMAR SHRESTHA, BEN W. THOMAS, XINZHONG DU1, XIYING HAO, JUNYE WANG, (2018): Modeling nitrous oxide emissions from rough fescue grassland soils subjected to long-term grazing of different intensities using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT), *Environmental Science and Pollution Research* <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2719-2>

- ODILE HIRSCH (2007) User Manual ACTIVATM Family, HORIBA Jobin Yvon Reference
- PAVLOV SS, DMITRIEV AY, FRONTASYEVA MV (2016) Automation system for neutron activation analysis at the reactor IBR-2, Frank Laboratory of Neutron Physics, Joint Institute for Nuclear Research, Dubna, Russia. *J Radioanal Nucl Chem* 309:27–38
- RICARDO CHAGAS, MARTIN GERICKE, RICARDO B. FERREIRA, THOMAS HEINZE, LUÍSA M. FERREIRA (2020): Synthesis and characterization of dicarboxymethyl cellulose, *Cellulose* volume 27, pages 1965–1974
- RENÁTA SÁNDOR, FIONA EHRHARDT, LORENZO BRILLI, MARCO CAROZZI, SYLVIE RECOUS, PETE SMITH, VAL SNOW, JEAN-FRANÇOIS SOUSSANA, CHRISTOPHER D. DORICH, KATHRIN FUCHS, NUALA FITTON, KATE GONGADZE, KATJA KLUMPP, MARK LIEBIG, RAPHAËL MARTIN, LUTZMERBOLDK, PAUL C.D. NEWTON, ROBERT M. REES, SUSANNE ROLINSKI, GIANNI BELLOCCHI (2018): The use of biogeochemical models to evaluate mitigation of greenhouse gas emissions from managed grasslands, *Science of the Total Environment* 642 (2018) 292–306
- SIMARMATA T., BENCKISER G., OTTOW J.C.G. (1993): Effect of an increasing carbon: nitrate-N ratio on the reliability of acetylene in blocking the N₂O-reductase activity of denitrifying bacteria in soil. *Biology and Fertility of Soils* 15. 107-112. p.
- SOUSSANA, J. F., TALLEC, T., BLANFORT, V. (2010): Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. In: *Animal: An International Journal of Animal Bioscience*, 4(3), 334–50. p.
- VELTHOF, G. L., and OENEMA, O. (1997): Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. In: *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 45, 347–360. p. Available at: <https://library.wur.nl/ojs/index.php/njas/article/viewFile/510/224>.
- WOOD JM. (1974) *Biological Cycles for Elements in the Environment*. *Die Naturwissenschaften*. 8:357-364.