Integrerade Skyddszoner

Slutrapport 2015-11-08

Peter Feuerbach och John Strand

Hushållningssällskapet Halland

BalticSea2020

Hushållnings sällskapet

Integrerade Skyddszoner - Slutrapport

Författare: Peter Feuerbach och John Strand, Hushållningssällskapet Halland

På uppdrag av BalticSea2020

Lilla Böslid, 2015-11-08

INNEHÅLL

Sammanfattning 4
Organisation och finansiering 5
Bakgrund och inledning 5
Dagens teknik för omhändertagande av diffust läckage från åkermark 5
Nytt verktyg - Integrerade Skyddszoner 6
Målsättning 7
Material och metoder 7
Experimentanläggningar 7
Sannarp (Sverige) 7
Bölarp (Sverige) 8
Resultat 12
2014 års provtagning (endast sand-delen) i Bölarp 12
2015 års provtagning i Bölarp 14
Diskussion och slutsatser 18
Referenser 19

SAMMANFATTNING

Projektet Integrerade skyddszoner (IBZ) har nu efter 3 år slutförts. Syftet har varit att utveckla ett nytt teknikoberoende miljöverktyg som kan sättas in mot övergödning av vattendrag och hav. Genom att kombinera våtmarker med skyddszoner får vi ett nytt multifunktionellt redskap som kan användas generellt i så gott som alla geografiska områden i jordbrukslandskapen i Sverige och EU. Rent praktiskt anläggs en minst 10 m bred skyddszon mellan åker och vattendrag, där sidan mot åkern upptas av ett dike som skär av dräneringsledningarna innan de når vattendraget. Mellan diket och vattendraget fortsätter skyddszonen genom att det skapas en bank där matjorden skalats bort (och tillförts åkern) där vattnet vid regntillfällen, då flöden skapas, kan rinna över och sprida sig för att infiltrera ner i marken. Vattnet ska alltså inte rinna direkt ut i vattendraget via rör eller ytavrinning utan infiltrera i marken eller avdunsta. Näringsämnen och partiklar renas i diket eller genom infiltration i banken. Dessa Integrerade Skyddszoner anläggs längs vattendragen i segment, där varje segment är ca 50-120 m långa. Processerna som står för reningen är förutom de verksamma våtmarksprocesserna i diket (denitrifikation, sedimentation, växtupptag) även infiltration och fastläggning när vatten passerar genom jord i infiltrationsbanken. Infiltrationskapaciteten ökas ytterligare genom att plantera träd på infiltrationsbanken.

Under projektiden skulle tekniken och effektiviteten vad gäller markinfiltration och reningsverkan utvärderas på vetenskaplig grund.

Projektet organiserades via ett vetenskapligt projektråd sammansatt av forskare från Sverige, Danmark och Tyskland. Efter halvtid i projektet inleddes ett formellt samarbete med det danska forskningsprojektet Buffertech (buffertech.dk), som har som målsättning att utveckla och utvärdera skyddszoner, bland annat integrerade skyddszoner av den typen som utvecklats av Seges (f d Videncenter) och Hushållningssällskapet Halland.

För att kunna utvärdera IBZ funktionssätt har sammanlagd 4 experimentanläggningar anlagts varav två i Sverige och två i Danmark. I samtliga anläggningar tillämpas en nyutvecklad overflow-metod för att mäta mängden vatten som kan infiltreras. Samtidigt analyseras i nedgrävda piezometerrör det renade vattnet vilket tillsammans med flödesdata möjliggör exakta beräkningar av procentuell och mängdmässig reningsverkan. Resultaten hittills pekar på en möjlig infiltration på upp till 2,5 mm/timme i sanddominerad jord och ca 0,5 mm i lerjord.

Lerjordsexperimenten är särskilt beroende av en god etablering av trädskiktet i översilningszonen, vilket efter två års drift ännu inte har åstadkommits. Därför förväntar vi oss framöver betydligt bättre resultat ifråga om infiltrationskapacitet i lerjordar.

Fosforreningen ligger på upp till 90 % i sandjord och på upp till 70 % i lerjord. Totalkvävet reduceras med mellan 35 % och 80 % i sandjord och i lerjord med upp till 80 %. För den danska experimentanläggningen Fillerup har efter ett halvårs provtagning beräknats en retention motsvarande 1866 kg N /ha*år, vilket är en siffra ca sex gånger högre än vad som i genomsnitt antas för anlagda våtmarker i Danmark och tre-fem gånger högre än för genomsnittet för anlagda våtmarker i Sverige.

Konceptet kan därmed anses ha passerat både prototypfasen och första vetenskapliga validiseringen. Nästa steg är att initiera fördjupade mekanismstudier och en storskalig implementering som ett nytt våtmarksverktyg mot övergödning kan förberedas.

ORGANISATION OCH FINANSIERING

Projektet har genomförts mellan 1:a mars 2013 och 30:e november 2015 av Peter Feuerbach och John Strand, Hushållningssällskapet Halland, i samarbete med och support från ett projektråd där Högskolan i Halmstad, SEGES i Århus och universiteten i Århus och Kiel ingick. Sedan 2014 har ett organiserat samarbete etablerats med det danska projektet Buffertech (http://www.buffertech.dk) som drivs av Syddansk universitet, Århus Universitet och Seges (fd Videncenter). Projektrådet har sammanträtt 4 gånger, varav 2 gånger i Danmark och 2 gånger i Sverige.

Projektet har finansierats av stiftelsen BalticSea2020 vars mål är att förbättra miljön i Östersjön.

BAKGRUND OCH INLEDNING

Dagens teknik för omhändertagande av diffust läckage från åkermark

Övergödningssituationen i Östersjön har inspirerat till många lösningsförslag, t ex ändrade odlingsmetoder, anläggning av våtmarker, kemisk fällning av fosfor mm. Ett stort ännu olöst problem är alla de hundratusentals dräneringsrör runt Östersjön som leder näringsrikt vatten från åkermark rakt ut i vattendragen. Utmed långa sträckor finns det stora mängder dräneringsrör, men med ett relativt lågt flöde från varje rör, som inte motiverar de höga kostnader som anläggning av fällningsanläggningar eller våtmarker betingar. Även om det finns skyddszoner längs med vattendragen så kan dessa zoner, så som de är anlagda idag, inte påverka det underjordiska utflödet av näringsämnen via dräneringsrör. De två huvudsakliga miljöverktygen för att ta hand om läckande näringsämnen från åkermark är våtmarker och skyddszoner;

Våtmarker

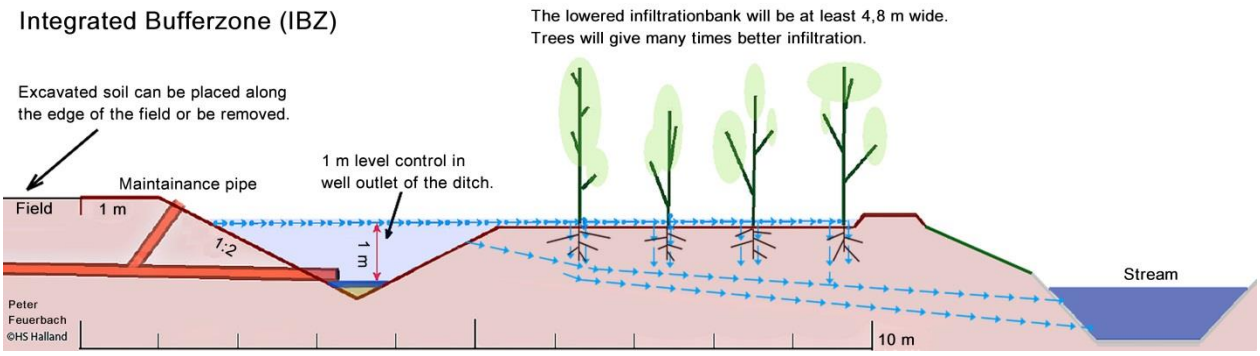
Idag är anlagda våtmarker ett vanligt och viktigt miljöverktyg i Sverige för främst retention av kväve och fosfor. (Svensson et al. 2004). Våtmarker har visat sig vara kostnadseffektiva åtgärder vid medelhöga till höga flödesbelastningar, det vill säga i lägen där avrinningsområdet är stort så att en hög hydrologisk belastning kan fås (Strand & Weisner 2012). Anlagda våtmarker är dock oftast inte kostnadseffektiva i mindre avrinningsområden. Våtmarker är, även om de är kostnadseffektiva på lång sikt vid rätt placering, ofta dyra investeringar särskilt i platta jordbrukslandskap där grävarbetet blir stort. Därför måste det tillföras relativt mycket vatten från kulvertar för att motivera kostnaden. Våtmarker tar inte hand om ytavrinning i någon större omfattning och inte heller små flöden från mindre dräneringar som rinner ut i vattendragen. Våtmarker är också viktiga för den akvatiska biologiska mångfalden i åkerlandskapen (Strand & Weisner 2012). Våtmarker och grunda sjöar har dikats ut i mycket stor omfattning i Sverige de senaste 150 åren vilket har fått till följd att ett stort antal djur – och växtarter försvunnit eller minskat. De våtmarker som nu återskapas är viktiga för den biologiska mångfalden. Dock ligger de ofta som isolerade öar i åkeröknar och dagens intensiva jordbruk leder till att spridningsmöjligheterna för många organismer mellan våtmarkerna är starkt begränsad. Trots att satsningen på återskapandet av våtmarker haft stor positiv betydelse för mångfalden finns det farhågor vad gäller vilken typ av våtmarker som återskapas. Särskilt fiskfria och temporära våtmarker är en bristvara i landskapet då de återskapade våtmarkerna oftast är relativt permanenta och oftast blir invaderade av fisk.

Skyddszoner

Skyddszoner används längs vattendrag för att minska ytavrinningen av partiklar och näringsämnen från åkermark till vattendrag (Muscott et al. 1993, Boren & Bigon 2002). Skyddszoner har idag ingen förmåga att minska näringstransporten av dräneringsvatten till vattendragen då dessa går under skyddszonen ut i vattendraget. Skyddszoner har visat sig vara effektiva under vissa förhållanden vad gäller åkerlutning och jordart och kan minska erosion och näringstransport från åkermark till vattendraget. Skyddszoner mellan åkermark och vattendrag gynnar också den terrestra mångfalden. En stor mängd organismer och organismgrupper kan använda skyddszoner som spridningsvägar i landskapet eller biotoper för reproduktion, skydd och födosök.

Nytt verktyg - Integrerade Skyddszoner

Genom att kombinera våtmarker med skyddszoner får vi ett formidabelt multifunktionellt redskap som kan användas generellt i så gott som alla geografiska i jordbrukslandskapen i Sverige och även utomlands. Rent praktiskt anläggs en minst 10 m bred skyddszon mellan åker och vattendrag (eller utnyttjar man en befintlig), där ett dike i anslutning till åkern skär av dräneringsledningarna innan de når vattendraget. Mellan diket och vattendraget fortsätter skyddszonen genom att det skapas en bank där ca hälften av matjorden skalats bort (och tillförts åkern). Vid regntillfällen, då flöden skapas, kan vattnet rinna över och sprida sig för att infiltrera ner i marken (se figur 1). Vattnet ska alltså inte rinna direkt ut i vattendraget via rör eller ytavrinning utan infiltrera i marken eller avdunsta. Näringsämnen och partiklar renas i diket eller genom infiltration i banken. Dessa Integrerade Skyddszoner anläggs längs vattendragen i segment, där varje segment är ca 50-120 m långa. I vår pilotanläggning som anlades i mars i 2012 på vår egen mark har vi kunnat testa de hydrologiska egenskaperna och vid de flöden vi haft hittills har den fungerat mycket väl nu under 3.5 år, precis som det var tänkt.



Figur 1. *Principskiss av en Integrerad skyddszon.*

Träd planteras på banken för att förbättra markens permeabilitet så att infiltrationen av vatten ökar (Christen & Dalgaard 2012). I diket finns ett reglerbart utlopp till vattendraget som normalt ställs in med en bräddningsnivå i höjd med banken som ska översvämmas. På detta sätt säkerställer man att extrema flöden inte eroderar bort material till vattendraget genom ytavrinning från banken direkt ner till vattendraget, utan vid dessa tillfällen kommer reningen av vattnet endast att ske via processer direkt i diket (denitrifikation, sedimentation och växtupptag). Med hjälp av det reglerbara utloppet finns dessutom möjlighet att använda anläggningen direkt i odlingen genom så kallad reglerad dränering. Vid torrperioder kan man då bibehålla rotbevattning genom att ha nivån i högsta läget. Vid vårbruk och andra tidpunkter då markens fuktighet måste hållas låg för körbarhetens skull kan man sänka av vattnet och torka upp marken.

Det nya och unika med idén är kombinationen av en stor mängd fördelar i ett nytt koncept

1) Generaliteten (kan användas överallt i alla typer av topografi och åkerslag)
2) Multifunktionaliteten (ytavrinning, erosion, näringsrikt vatten, terrester + akvatisk biologisk mångfald, reglerad dränering, allemansrättsliga aspekter, produktion av energigröda)
3) Kostnaden (relativt billig åtgärd särskilt jämfört med våtmarker)
4) Tekniken (väl utprövad teknik för anläggning, normala entreprenörsmaskiner används, normala lantbruksmaskiner används för skötsel)
5) Produktionshöjande (genom att använda reglerad dränering där behov finns minskar bevattningsbehovet)
6) Hög grad av re-cirkulation av näringsämnen tillbaka till åkermark.

MÅLSÄTTNING

Målsättningen med projektet har varit att visa att Integrerade Skyddszoner är ett bra miljöverktyg som kan komplettera anlagda våtmarker. Målet är att kvantifiera dels infiltrationsmöjligheter i befintlig jord av olika jordart samt med träd planterade, och dels reningseffekten avseende kväve och fosfor.

MATERIAL OCH METODER

Experimentanläggningar

Sannarp (Sverige)

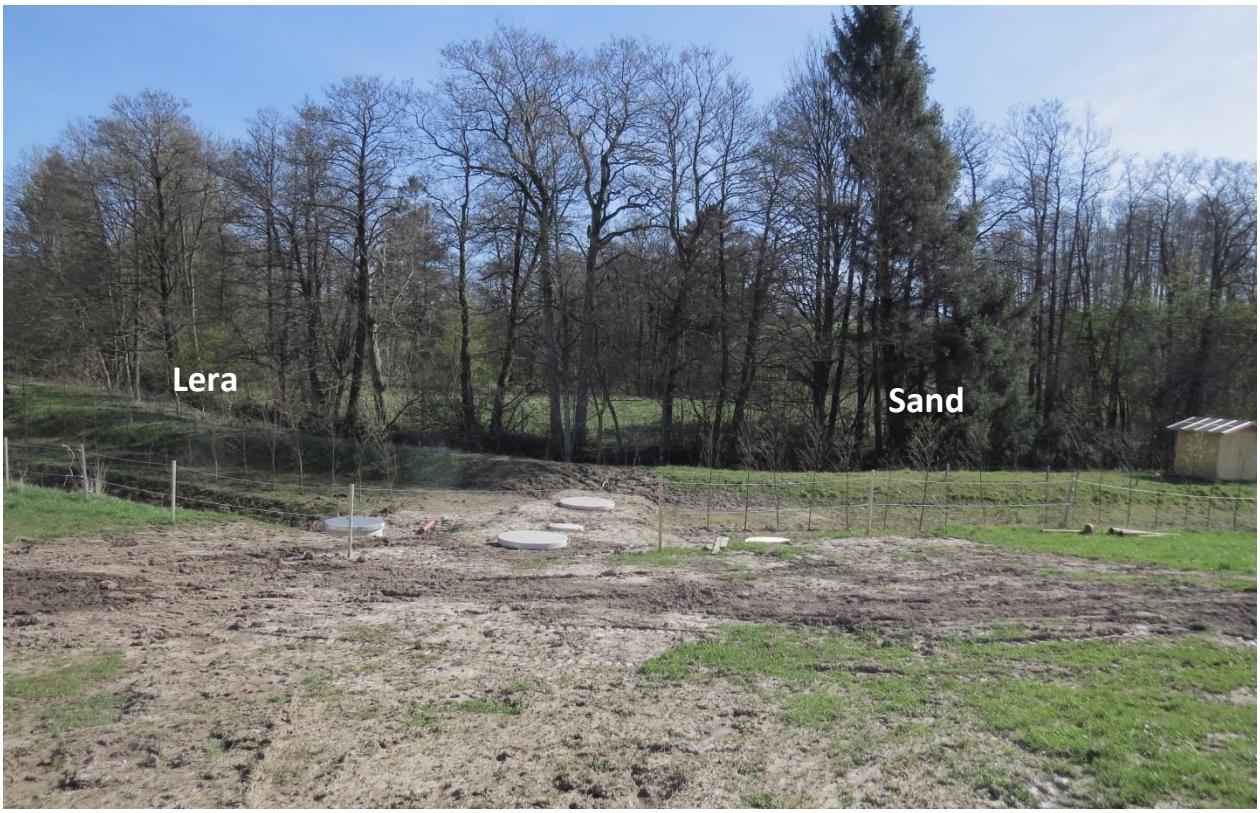
Anläggningen ligger ca 1 mil öster om Falkenberg och anlades i mars 2013. Små gamla täckdiken leddes bort och istället förses anläggningen med en vattenledning från ett större öppet dike. Sannarpsanläggningen består av två likadanna halvor, varav den ena är planterad med björk och den andra är oplanterad (figur 2). Anläggningen är designad för att jämföra infiltrationskapaciteten i två behandlingar, med och utan träd. Anläggningen testades sommaren 2013 med två översilningar. Inga läckor eller andra brister har uppdagats.

Tyvärr drabbades anläggningen 2014 av problem med vilt och den svåra torkan under våren och sommaren gick hårt åt träden. Den andra delen utan träd visade sig dessutom 2015 vara otät och trots eftersök med grävmaskin har otätheten inte helt kunnat avhjälpas. Anläggningen har testats angående infiltrationskapacitet. Mätutrustningen fungerade felfritt, men det har visat sig vara svårt att få tillförlitliga värden då det utgående överskottsvattnet inte renas via utloppsbrunnar vilket orsakat uppdämning och varierande vattennivåer.

Figur 2. *Sannarpsanläggningen. Behandlingen med träd till vänster och utan träd till höger.*

Bölarp (Sverige)

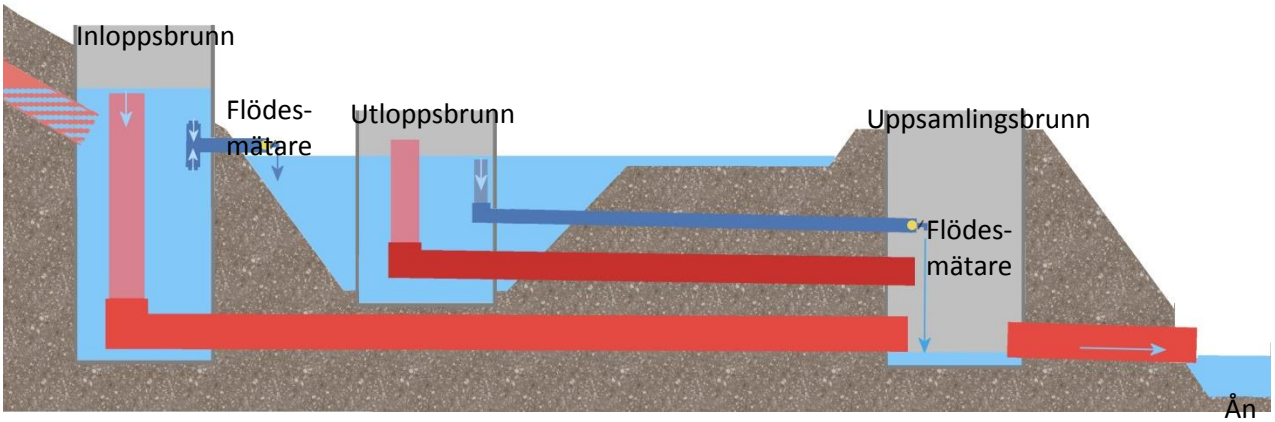
Bölarpsanläggningen ligger utanför Veinge/Laholm och anlades i april 2013. Täckdiken sammanfördes till ett centralt inlopp i mitten av fåran. Vid grävarbetena framkom det att markprofilen i den ena halvan innehöll högre andel sand och den andra högre andel lera. Efter jordartsanalys delades därför år två anläggningen upp i två oberoende avdelningar för att kunna utvärdera effekt av jordart (sand/ler-halt) (figur 3). Mätningar av infiltration och näringsrening genomfördes under 2014 och 2015.



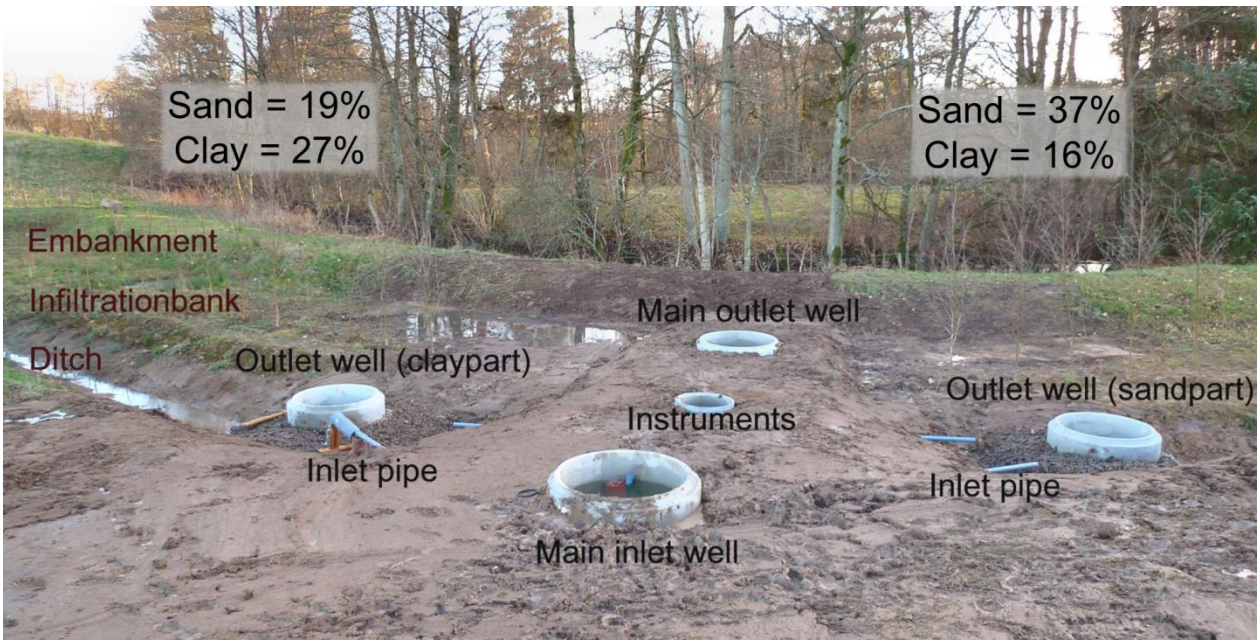
Figur 3. *Bölarpsanläggningen efter uppdelningen i en sand-del och en ler-del på hösten 2013 (foto taget våren 2014). I mitten av bilden ses fördelningsbrunnarna och till höger en arbetsbod.*

Samtidigt installerades ett fördelningssystem av vattnet (sedemera kallat overfow system) som möjliggör mätning av infiltration (se figur 4 och 5). En batteridriven mätutrustning (flödesmätare) som registrerar och loggar flöden för varje timme möjliggjorde även en beräkning av evapotranspirationen vid jämförelse mellan dag- och nattvärden.

Provtagningen var inriktad på att mäta koncentrationen av näringsämnen för att tillsammans med data över de exakta flödena kunna beräkna mängderna näringsämnen som renats i anläggningen. Proverna för det infiltrerade vattnet togs från egentillverkade piezometerrör med inloppsöppningar inom nedre tredjedelen av dikessektionen (se figur 12).

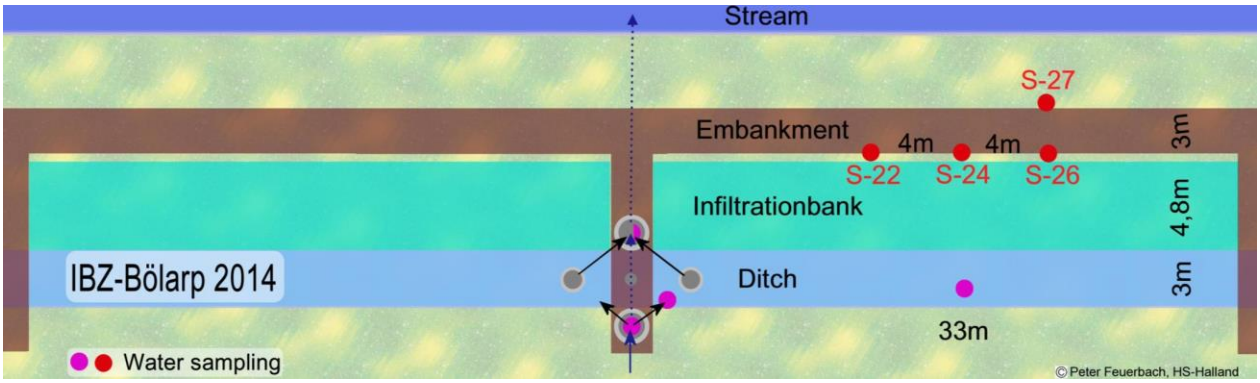


Figur 4. *Sektionsskiss över anläggningens vattennivåer och försöksbrunnar, där vattennivån styrs med hjälp av löstagbara insatsrör (ljusare färg). Diket matas med ett överskott av vatten. När översilningen nått önskad nivå tvingas vattnet ut genom brunnen i diket. Differensen mellan inlopps- och utloppsmängden är infiltrerad vatten + evotranspiration.*

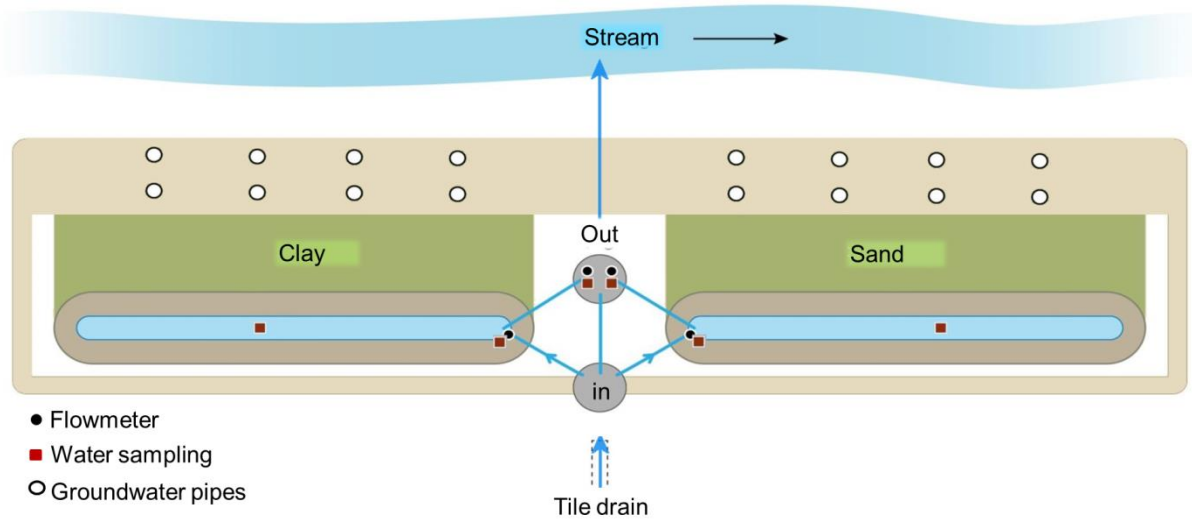


Figur 5*. Närbild på fördelningsbrunnarna för de två olika delarna i Bölarpsanläggningen. I bilden är också inlagt skillnaderna i sand- och lerinnehåll mellan de två olika delarna.*

Provtagningskampanjer genomfördes med daglig vattenprovtagning under 18 dagar 2014 (23/5 - 12/6) och under 9 dagar 2015 (27/5 – 6/6) där flödesmätning dock gjordes minst en vecka före och efter provtagningskampanjen. 2014 togs enbart prover i sand-delen som då hade 4 piezometerrör (fig 6), medan 2015 års provtagning genomfördes i både sand- och lerdelen, då vi också hade installerat fler piezometerrör så det var 8 rör i två rader i varje del (figur 7).



Figur 6. *Schematisk figur över provtagningsdesign i Bölarp under provtagningen 2014. Prov togs endast i lerdelen som då hade 4 st piezometerrör (S-22, S-24, S-26 och S-27, röda cirklar). Vattenprov togs också i inlopp och utlopp samt i diket (rosa cirklar).*



Figur 7. *Försöksuppställningen i Bölarp för 2015 års provtagning. Flödesmätning genomfördes som under 2014 år provtagning, men gjordes nu i både sand- och lerdelen. Vattenprov togs dagligen i in- och utlopp samt i totalt 16 piezometerrör (8 i varje del).*

Figur 8. *Sand-delen av Börarpsanläggningen vid provtagning 2015.*

För att simulera de koncentrationstoppar som infaller vid flödestoppar under regnperioder eller snabb snösmältning tillsattes under ett dygn växtnäringslösning i den gemensamma inloppsbrunnen efter 3-4 dagars mätningar, under både 2014 och 2015 års provtagning.

Flödesdata loggades kontinuerligt. Vattenprover togs vid samma tidpunkt varje dag (± 1 timme) då också flödesloggern lästes av manuellt. Vattenprov från piezometerrören togs genom att pumpa upp vatten från rören till en provflaska (20 ml (scintburkar) och filtrerades (Whatman GF/C) för att undvika kontaminering av partikulärt material som kommer in via hålen i rören. Vattenprover transporterades i kylväska till laboratoriet där de frystes inom en timme. Vid varje provtagning togs dubbla vattenprov varav det ena analyserades och det andra sparades i frys för eventuell senare omanalys. Vattenprover analyserades med avseende på totalfosfor och totalkväve på Högskolan i Halmstad med standardiserad ”flow-injecton analysis”-metod på en FIAstar 5000 Analyzer (Foss Tecator, Höganäs, Sweden). Flödemätarnas logger på data tömdes också efter provtagningens avslutande.

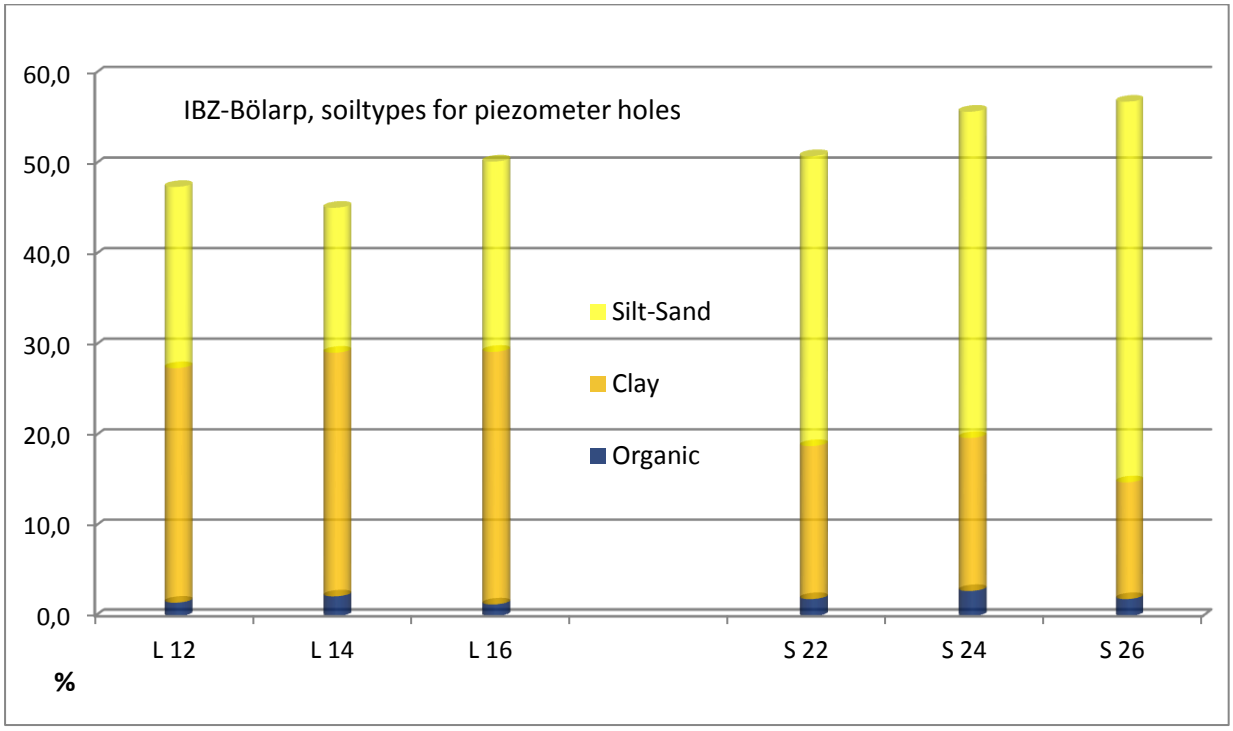
Återfyllnadstiden för piezometerrören mättes 2014 genom att vattnet pumpades ut ur rören och tid togs på återfyllnadshastigheten. Placeringen av pieozometerrören skedde med syfte att få en representativ fördelning över infiltrationsytans längd. Innan vattnet släpptes på och provtagningarna påbörjades kontrollerade vi samtliga piezometerrör för att konstatera att de var torra dvs att inget främmande grundvatten påverkade försöket. Efter fullbordad översilning pumpades rören ut och det visade sig att det var stor skillnad för återfyllnadstiden. Mittenröret S-25 hade extremt lite återfyllnad. Snabbast återhämtning av vattennivån skedde i rör S-26 och halvvägs in i försöksperioden beslöts att lägga ett andra rör 3 m bakom mot bäcken (S-27). Vattennivåer mättes med klucklod och relaterades till laser-inmätta nivåer.

Före, under och efter provtagningarna 2015 så mättes vattennivåerna i dikena, i piezometerrören samt i ån. Detta för att säkerställa att provtagningarna inte kontaminerats av grundvatten. Mängden regn mättes genom en manuell regnmätare som tömdes varje dag under båda årens provtagningar.

Ett grovmaskigt filter sattes på utloppsröret från den första inloppsbrunnen innan vattnet gick till inloppet i dikena eftersom vi var osäkra på om flödesmätarna skulle sättas igen av järnutfällningar. Dessa filter byttes varje dag de första två veckorna men behölls sedan på för att utröna eventuella effekter på flöde och flödesmätare.

RESULTAT

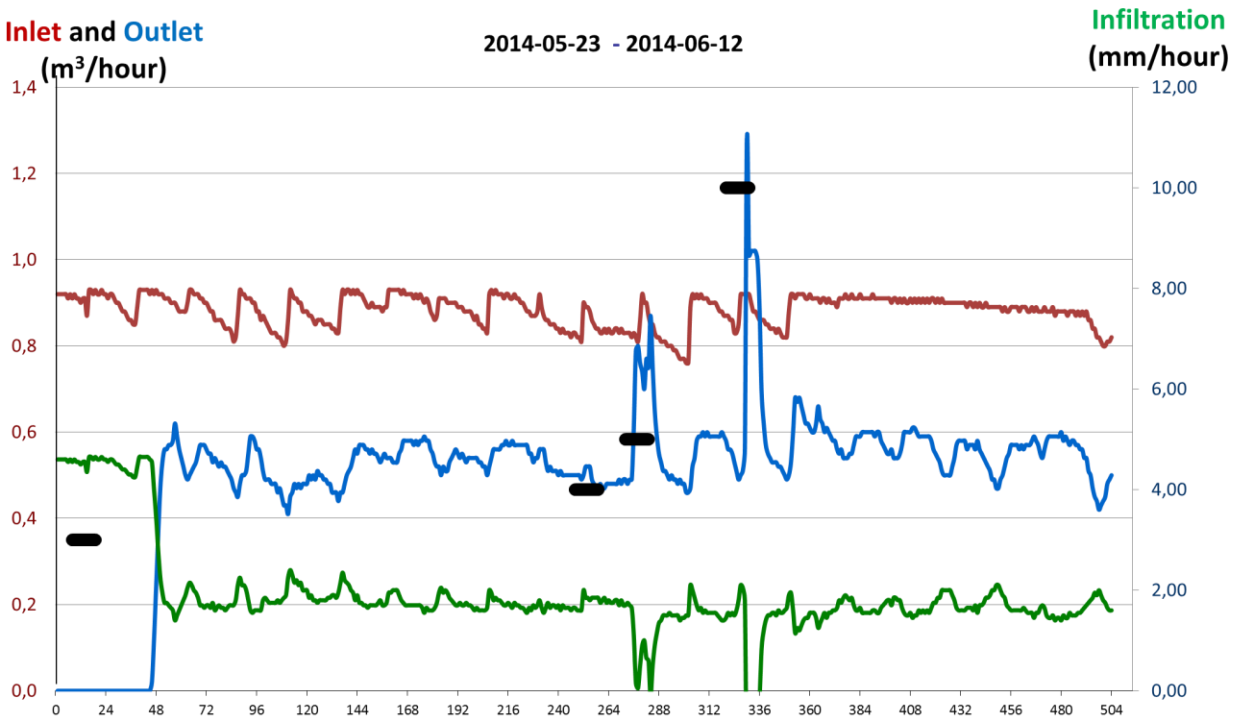
Jordartsbestämningen visar på tydliga skillnader mellan ler- och sandhalvan av anläggningen och små skillnader mellan borrproverna inom respektive halva (figur 9).



Figur 9. *Skillnad i ler, sand,- och organisk halt i de 6 piezometerrören vid starten av 2014 års provtagning.*

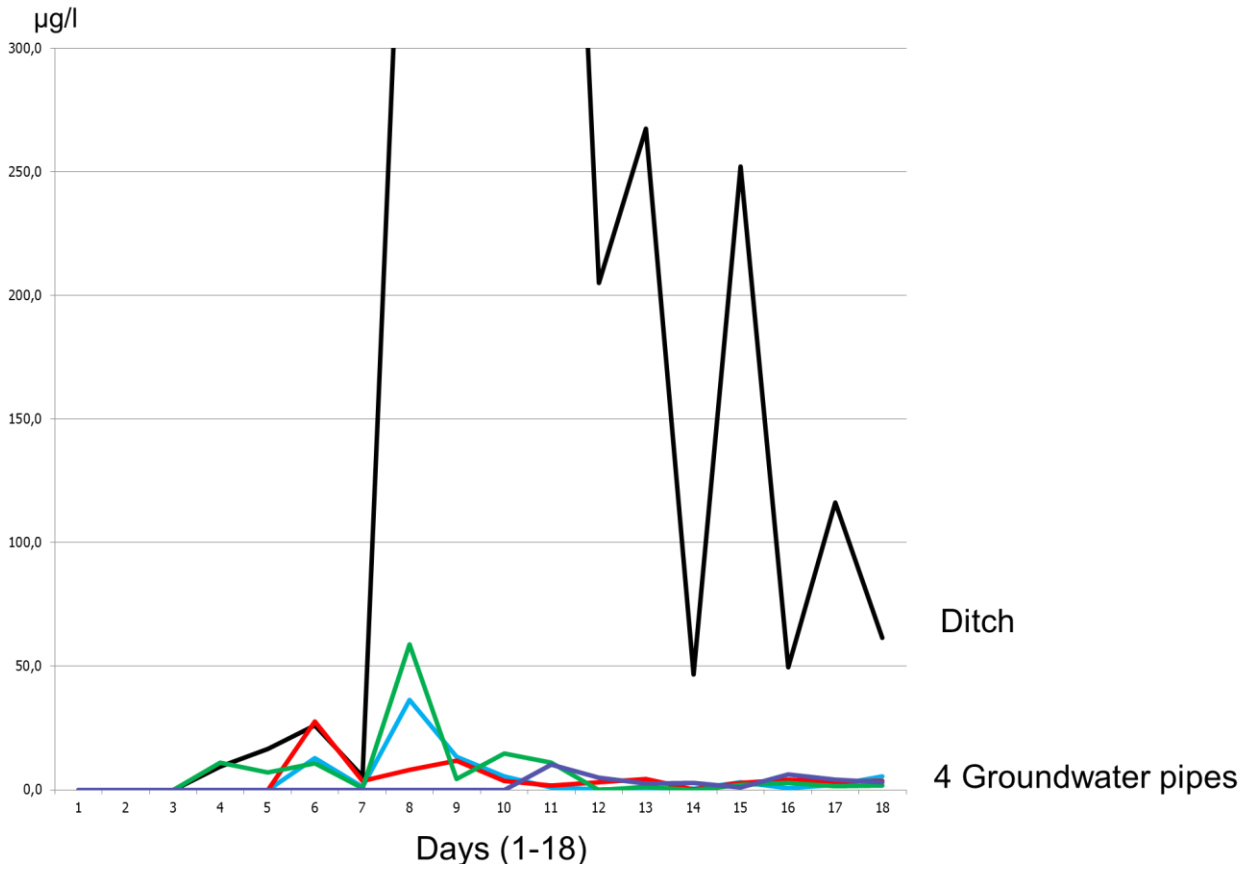
2014 års provtagning (endast sand-delen) i Bölarp

Infiltrationen visade sig vara relativt hög och jämn under hela provtagningsperioden. Genom flödesmätning varje timme och systemet med kontrollerat overflow-flöde kunde vi visa att evapotranspirationen var låg i förhållande till infiltrationen, (fig 10). I figuren ses också effekten av filterbytena i inloppsbrunnen med en daglig nedgång i inloppsflödet som ökar direkt efter filterbyte varje dag (röd linje över inloppsflödet i figur 10). De sista dagarna då dessa filter inte byttes visar att inloppsflödet endast i mindre utsträckning minskade vid ytterligare en veckas flödesmätning.



Figur 10. *Data över flöde i inlopp (rött) och utlopp (blått) under provtagningsperioden samt de resulterande värdena på infiltrationen (grönt). De svarta linjerna i figuren markerar regnmängd (mm) och läses av på högra skalan. De negativa värden på infiltration uppkommer vid regnperioder då mer vatten lämnar anläggningen än vad som kommer in per tidsenhet.*

Resultaten från analyserna av totalfosfor i vattenproverna visade på en hög reningseffekt på > 90 % (figur 11). Provtagningen visade också att halten av fosfor efter tillsättning av näringsämnen avklingade relativt fort även i diket ner till ca 50 mikrogram P/l och att infiltration sedan gav ytterligare fosforrening ibland ner till detektionsgränsen för analyserna.

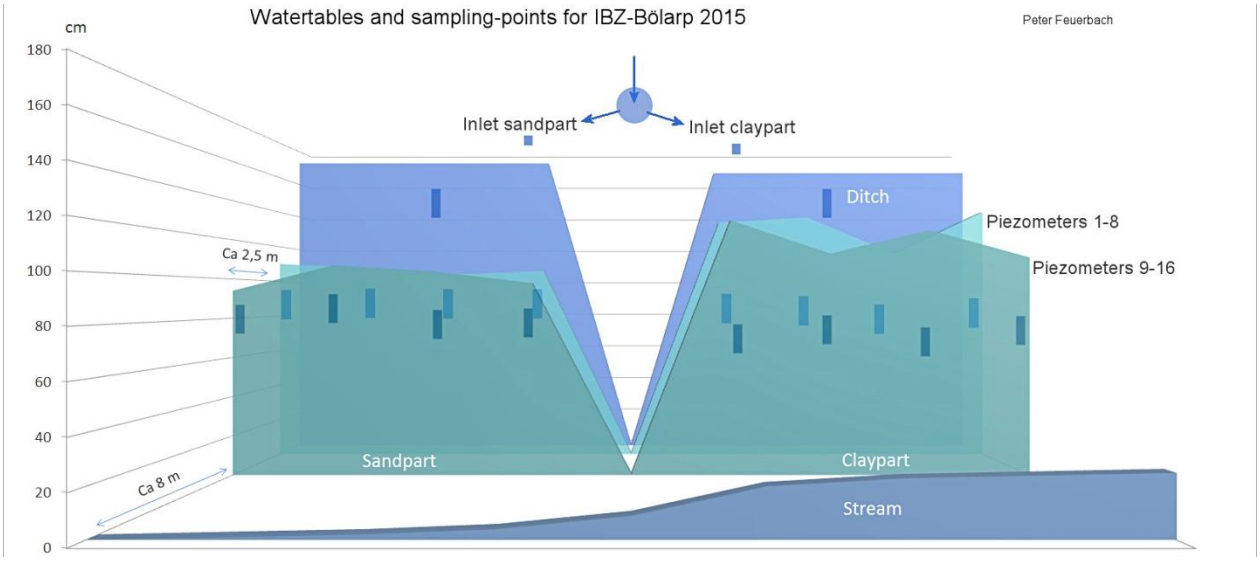


Figur 11. *Effekten på totalfosfor vid 2014 års provtagning i Bölarp. Toppen efter näringstillsats var 1 686 mikrogram P/l (dag 10, den 29 maj).*

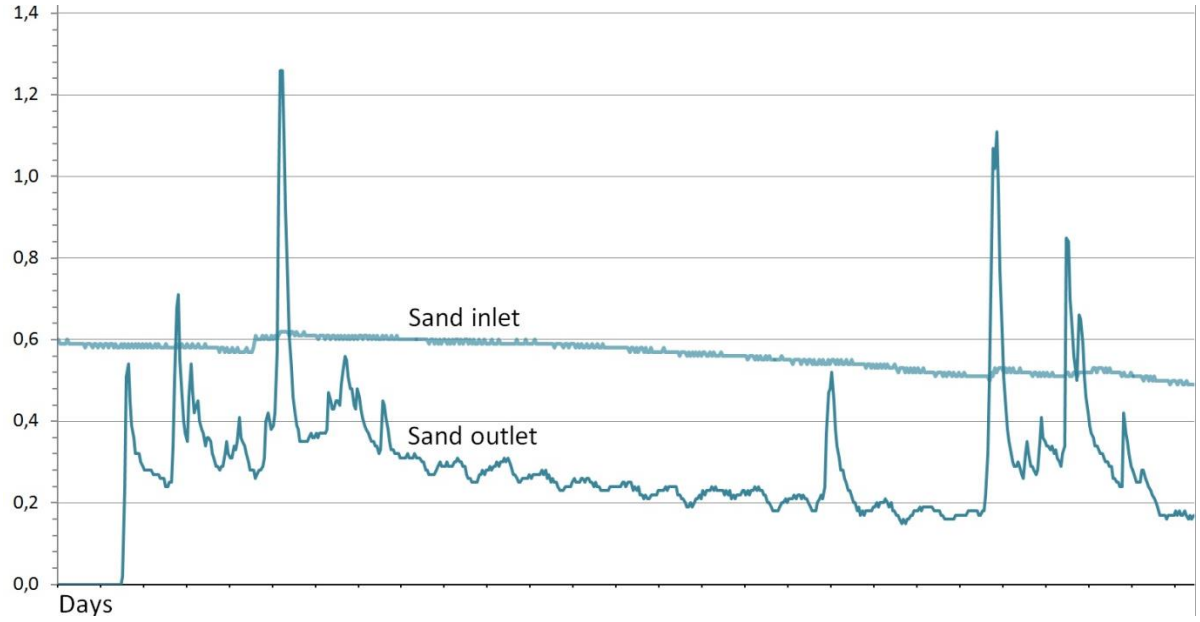
2015 års provtagning i Bölarp

Mätningar av vattennivåer i diken, piezometerrör och ån visade att piezometerrören inte påverkades av nivåer i ån/grundvatten (figur 12).

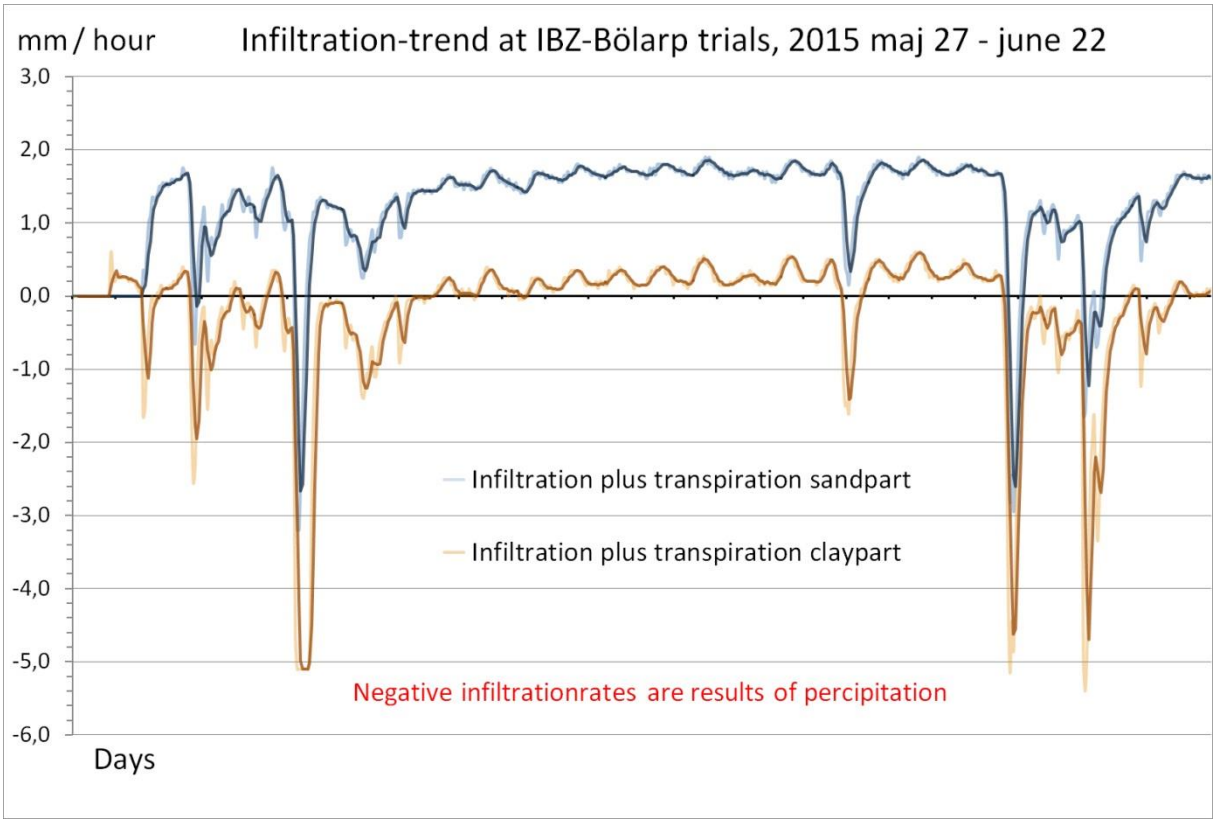
Mätningar av flöden i sand- respektive lerdel (se figur 13 för exempel från sanddelen) användes för att räkna ut infiltrationen i de båda halverna (figur 14), vilket visar att infiltrationen i sand var fortsatt jämn och på samma nivå som vid 2014 års provtagning (1.5-2 mm/timme). Även i lerdelen var det infiltration men betydligt lägre (ca 0.2 – 0.4 mm/timme).



Figur 12. *Bölarp: Grundvattennivåer och provtagningsdjup i förhållande till vattennivån i diket och i ån. Figurerna representerar vattenkolumner för anläggningens olika delar, där ljusblått är diket, grönt är piezometrar och mörkblått är ån. De små rektanglarna markerar djupet där vattenprover tagits. X-axeln är provtagningsområdets bredd, Y-axeln är vattennivåerna och Z-axeln är avståndet mellan ån, piezometrarna och diket. Orsaken till den högre vattennivån i högra (uppströms) delen av ån i figuren är en stock i vattnet som skapade en mindre fördämning på ett par decimeter. Inmätningens resultat visar att lutningen på vattenkolumnerna från diket ner mot ån är mycket stor vilket betyder att vattenproverna inte kan påverkas av åvattnet.*



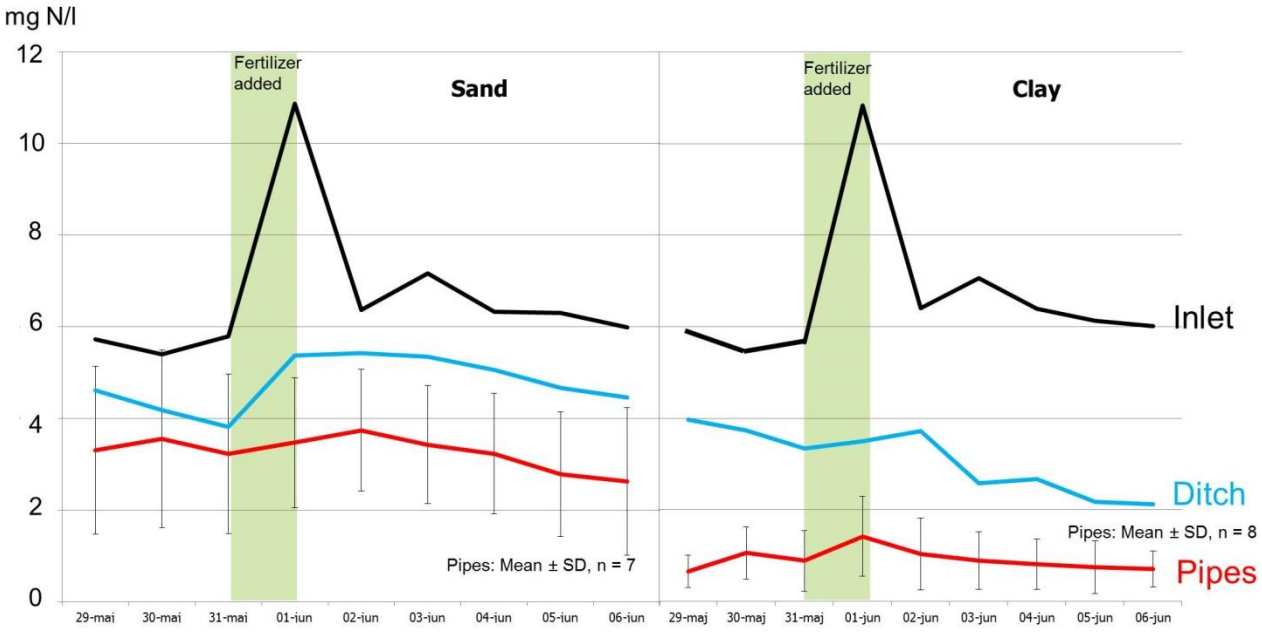
Figur 13. *In-och utloppsflödet (m3/timme) vid provtagningen i sand-delen 2015 i Bölarp. Utloppstopparna beror på tillskottsvatten vid nederbörd. Effekten av evapo-transpirationen dagtid (lägre utloppsvärden) syns tydligt tack vare den timvisa loggningen av flödesdata (den lilla fluktuationen i outlet-linjen). Evapotranspirationen i sanddelen av anläggningen är liten i förhållande till infiltrationen. Dessa rådata (för sanddelen respektive lerdelen) användes för att räkna fram infiltrationen (figur 15).*



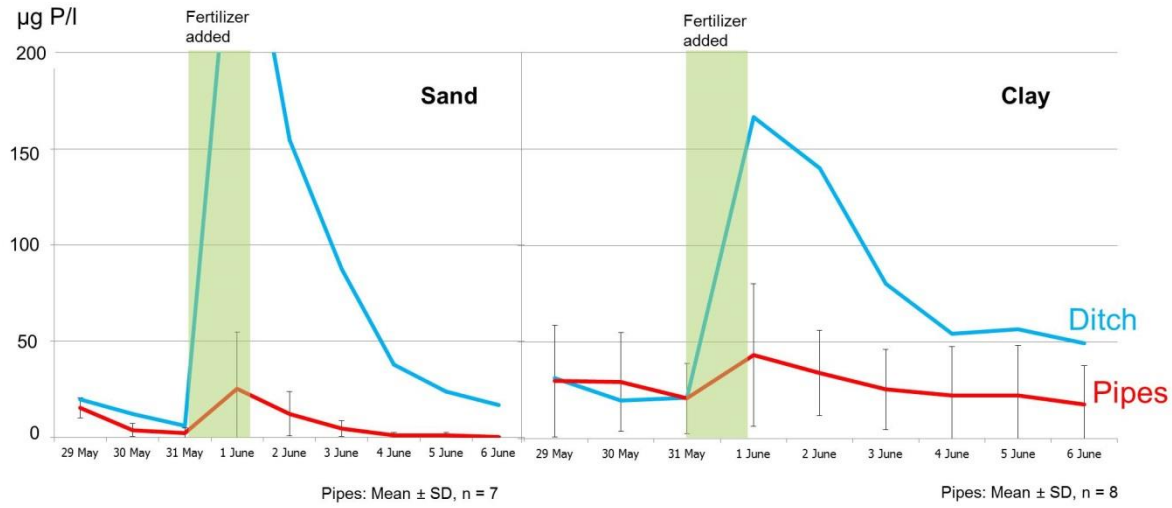
Figur 14. Bölarp*: Infiltrationen uttryckt i liter/m2 infiltrationsyta motsvarar en infiltrationskapacitet av knappt 2 mm/tim i sanddelen och 0,3 mm/tim i lerdelen. Negativa infiltrationsvärden är orsakade av regntillfällen på samma sätt som redovisats för 2014 års provtagning.*

Vid analyserna visade det sig att ett av piezometerrören i sand-delen uppvisade mycket underliga värden, många (3-5) gånger högre än alla andra värde, sannolikt beroende på något organiskt som grävts ner eller inlagrats just vid borrhålet. Denna extrema outlayer medtogs därför inte i fortsatt databearbetning.

Effekten av den integrerade skyddszonen på näringskoncentrationerna var påfallande både för sand-delen och för ler-delen (fig. 15). I sand-delen minskade kvävekoncentrationerna i diket ca 20-30 % jämfört med inloppsvattnet och nästan halverades därefter efter passage genom infiltrationsbanken, så att den totala reningseffekten låg mellan 40-60 % under mätperioden. I ler-delen var effekten på kväve större framför allt i diket där kvävekoncentrationen var ca 50-60 % lägre än i inloppsvattnet. Totalt var kvävereningen i ler-delen ca 80 %.



Figur 15. *Kvävekoncentrationer(tot-N) i inloppsvatten (svart linje), diket (blå linje) och pizometerrören (röd linje) för sand-delen (vänster) och ler-delen (höger) vid provtagningen 2015 i Bölarp. För piezometerrören redovisas medelvärde ± standardavvikelse för 7 (sand) och 8 (lera) rör.*



Figur 16. *Fosforkoncentrationer (tot-P) i dikesvatten (blå linje) och pizometerrören (röd linje) för sand-delen (vänster) och ler-delen (höger) vid provtagningen 2015 i Bölarp. För piezometerrören redovisas medelvärde ± standardavvikelse för 7 (sand) och 8 (lera) rör.*

Vad gäller fosfor (fig. 16) så var reningen i sand-delen likvärdig 2014 års provtagning med en rening på 80-90 %. För ler-delen var fosforreningen ca 60-70 %.

DISKUSSION OCH SLUTSATSER

De två årens provtagningar visar på goda initiala resultat med infiltration i båda sand och lera samt en hög fosfor- och kväveavskiljning. Resultaten från Sverige konfirmeras också av resultaten från de Danska anläggningarna, där infiltrationen låg på samma nivåer som för sand-delen i Sverige och där reningseffekten för kväve och fosfor var närmast identisk. I Danmark kompletterar undersökningarna de Svenska i och med att de skiljer sig åt vad gäller långvarigheten av vattenmättnad i systemen. I Sverige undersöktes effekterna vid relativt kortvariga flödestoppar under annars torrare förhållande (dvs endast temporär infiltration). I Danmark har man haft kontinuerligt högt vattenstånd och alltså påvisat samma resultat som i Sverige avseende reningseffekt.

Resultaten visar att Integrerade skyddszoner har potential att bli ett viktigt miljöverktyg i jordbrukslandskapet. Massbalansstudier av absolut retention visar att anläggningen i Fillerup, Danmark renar 1866 kn N/ha * år (Strand m.fl. 2015), vilket är mycket höga värden och till och med högre absolut retention per yta än optimala våtmarker i Sverige.

Den högre procentuella reningseffekten av kväve och fosfor redan i diket i ler-delen jämfört med sand-delen i 2015 års provtagning kan förklaras med de markanta skillnader i akvatisk vegetation som fanns i de två olika delarna (fig. 18). Redan innan delningen gjordes var det påfallande mycket högre täckningsgrad och artrikedom av vattenväxter i de mer lerhaltiga delarna av diket. Dessa etableringsekologiska faktorer har inte undersökts närmare men är klart intressanta ur ett grundforskningsperspektiv och kan också öka vår förståelse kring reningseffekter i anlagda våtmarker och vegetationsstyrning i dessa.

Figur 18. *Fotografi som visar den stora skillnaden i vegetation mellan diket i ler-delen (vänster) och sand-delen (höger).*

Den högre vegetationstätheten i ler-delen har sannolikt inneburit en betydligt högre denitrifikation orsakat av större tillgänglig yta och mer organsikt kol i systemet jämfört med sand-delen. Direkt växtupptag har sannolikt också spelat stor roll i skillnader för både kväve och fosfor mellan reningen i dikena i ler-delen och sand-delen.

Annars är det generellt så att dessa första studier inte varit av typen mekanism-studier utan mer av ”black box”-typen. Vi har visat att det sker rening av näringsämnen i Integrerade skyddszoner men vi har inte i detalj studerat den relativa betydelsen av olika mekanismer.

Slutsatserna baserade på resultaten, med en fosforrening på upp till 90 % i sandjord och upp till 70 % i lerjord samt kväverening på 35 % - 80 % i sandjord och upp till 80 % i lerjord, är att det är klart motiverat att gå vidare med mekanismstudier för att få ökad förståelse för **hur** Integrerade Skyddszoner fungerar.

Detta särskilt som de danska studierna inte bara stöder resultaten från Sverige utan även visar på hög absolut retention. Exempelvis indikerar resultaten att vegetationsutvecklingen i dikena har stor betydelse för reningseffekten vilket innebär att frågor kring skötsel och skörd av vegetation är av intresse att undersöka vidare.

Man ska också ha klart för sig att de resultat vi fått under dessa första två år är erhållna med en mycket sparsam effekt av träden i anläggningarna. Det kommer att ta längre tid innan den fulla effekten av träden visar sig på infiltrationen, vilket innebär att det rimligtvis kommer att bli ännu bättre reningsresultat med tiden allteftersom träden tillväxer och rotsystemen utvecklas.

IBZ-konceptet har rönt mycket större intresse både i Sverige och utomlands än vad vi kunnat föreställa oss. Projektets innovativa försöksmetodik för att mäta infiltration är robust och högupplösande. Samarbetet med de danska universiteten har gett ett stort tillskott av kunskap och ger förutsättningar för en framtida djupare analys av reningsmekanismerna. På sikt tror vi att vårt verktyg kan komma till användning i Östesjöns kustzoner men även i övriga Europa och världen på platser där vattendrag behöver skydd mot påverkan från jordbruk.

Fortsatta studier behövs för att verifiera resultaten ytterligare och dessutom krävs långtidsstudier för att undersöka ”carrying capacity” av Integrerade skyddszoner över tid, både avseende hydraulisk belastning och näringsackumulering, samt upprepade studier i mogna system med väl utvecklad trädvegetation.

REFERENSER

Borin, M., and E. Bigon. 2002. Abatement of NO3–N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environ. Pollut*. 117:165–168.

Borina, M., Passonia, M., Thieneb, M. and Tempesta T. 2010. Multiple functions of buffer strips in farming areas. *European Journal of Agronomy* 32: 103–111.

Borina, M. , Bigon, E., Zanin, G. and Fava, L. 2004. Performance of a narrow buffer strip in abating agricultural pollutants in the shallow subsurface water flux. *Environmental Pollution* 131: 313 – 321.

Christen, B and Dalgaard, T. 2012. Buffers for biomass production in temperate European agriculture: a review and synthesis on function, ecosystem services and implementation. Energy Landscapes, special issue of Biomass and Bioenergy (In press).

Heinen,M., Noij, I. G. A. M.,. Heesmans, H. I. M, van Groenigen, J.W., Groenendijk, P. and. Thissen, J. T. M. N. 2011. A Novel method to determine buffer strip effectiveness on deep soils. *Journal of Environmental Quality*, 41:334–347.

Muscutt, A.D., G.L. Harris, S.W. Bailey, and D.B. Davies. 1993. Buffer zones to improve water quality: A review of their potential use in UK agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ*. 45:59–77.

Svensson, J, Strand, J.A, Sahlén, G & Weisner, S.E.B. 2004. Rikare mångfald och mindre kväve: utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd. Naturvårdsverket Rapport nr 5362.

Strand, J.A. & Weisner, S.E.B. 2012. Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape - experiences from Sweden. *Ecological Engineering* 56. 14-25.

Strand, J.A., Feuerbach, P., Kronvang, B., Hoffmann, C.C., Jensen, H. 2015. Integrated buffer zones - a new tool for nutrient retention of agricultural drainage and surface water. Abstract and oral presentation. Conference "Wetlands in Agricultural Landscapes" České Budějovice, Czech Republic, 11-16 October 2015.

Weisner, S.E.B. & Strand, J.A. 2002. *Ecology and management of plants in aquatic systems*. In: Handbook of ecological restoration. Vol. 1, Principles of Restoration. (Eds M.R. Perrow & A. J. Davy). University Press, Cambridge, United Kingdom.