

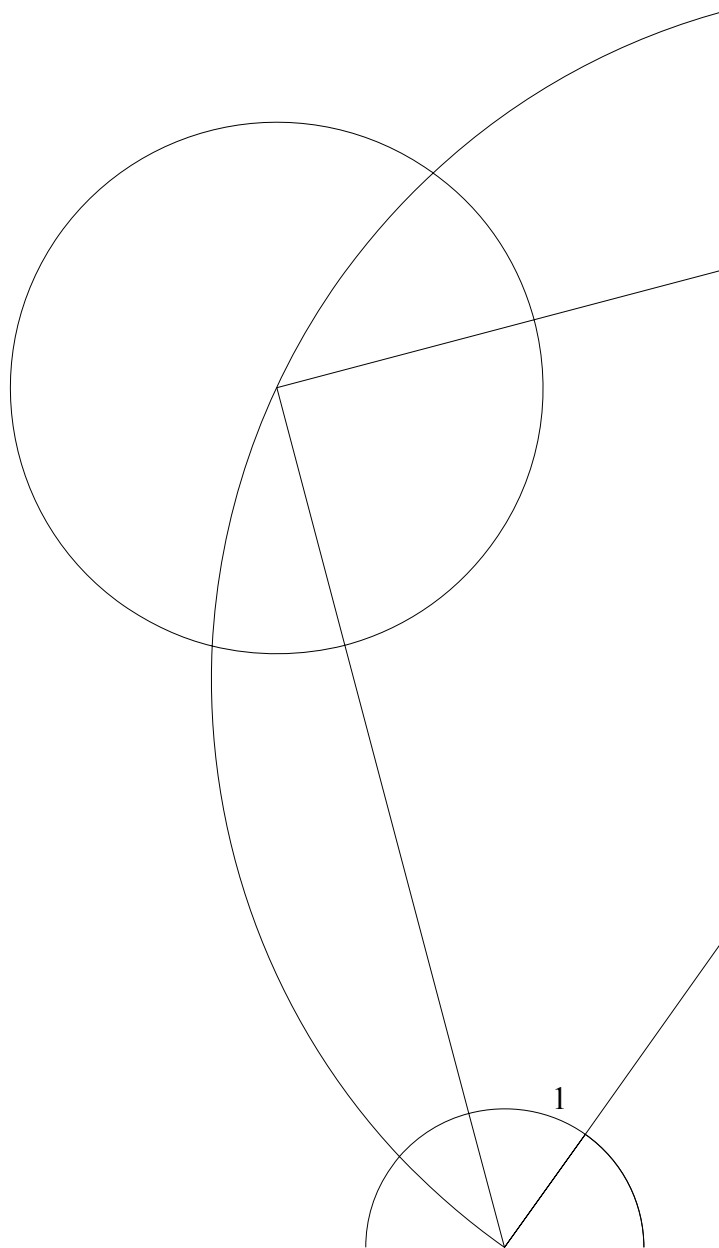


Baggrundsrapport

Vand i Byer

IP02: Dokumentation af Filterjord

Frederiksberg / Februar 2015



Indholdsfortegnelse

INDLEDNING	4
Baggrund for projektet	4
Partnerskabet Vand i Byer	4
Innovationsprojekt IP02 om filterjord.....	4
PILOTANLÆGGET	6
Beskrivelse af anlægget	6
Prøvetagningsbrønde.....	8
Filterjorden	9
Anlægspris.....	12
METODER.....	14
Vidensindsamling.....	14
Infiltrationsmålinger	14
Monitering.....	15
Regnmængder	15
Vandstand	15
Vandkvalitet.....	16
RESULTATER OG DISKUSSION.....	18
Erfaringer fra udlandet.....	18
Infiltration	20
Regn og vandstand.....	21
Vandstandsmålinger 2012 og 2013.....	21
Vandstands- og nedbørsmålinger 2014.....	23
Vandbalance.....	25
Vandkvalitet og dokumentation	26
pH	29
Suspenderet stof.....	29
Elektrisk ledningsevne (konduktivitet)	30
Kvælstof (N)	31
Fosfor (P).....	32
Opløst organisk karbon (DOC).....	33
Tungmetaller.....	34
Dokumentation for renseeffektivitet	38
Effekten af tilsat kalk	38
Opløst organisk stof (DOC): en nøgleparameter.....	38
OPSAMLING OG ANBEFALINGER	40

Indledning

Denne rapport fungerer som baggrundsrapport og indeholder en beskrivelse af projektet samt gengiver og diskuterer samtlige resultater. Projektets hovedresultater er desuden formidlet i en række kortfattede notater og videnblade.

Baggrund for projektet

Partnerskabet Vand i Byer

Med afsæt i et åbenlyst behov for at tænke nyt i forhold til byernes vandhåndteringssystem som følge af klimaforandringer etableredes i 2010 det strategiske partnerskab ”Vand i Byer” (www.vandibyer.dk). Partnerskabet modtog bevilling fra Rådet for Teknologi og Innovation (RTI) for perioden 2010-2014. Partnerne bestod af en lang vidensinstitutioner, kommuner, forsyningsselskaber, rådgivere og arkitekter, producenter og entreprenører samt diverse interesseorganisationer, og der er gennem perioden trådt mange nye parter til.

Visionen for partnerskabet var at bidrage til klimarobuste og bæredygtige byer ved værdiskabende vandhåndtering, bl.a. gennem udvikling og dokumentation af teknologier og planlægningsværktøjer til klimatilpasning af danske byer. Konkret blev dette udfoldet gennem såkaldte triple-helix konstellationer, hvor vidensinstitutioner, offentlige myndigheder og private aktører arbejdede tæt sammen.



Figur 1. Visionen for Partnerskabet ”Vand i Byer”.

Innovationsprojekt IP02 om filterjord

I 2011 ansøgte Københavns Universitet sammen med en række kommuner, forsyningsselskaber og private virksomheder om midler til et innovationsprojekt med titlen: Udvikling og dokumentation af nedsivningsløsninger med filterjord. Et uddrag af ansøgningen kan læses i boksen herunder, ligesom en oversigt over de involverede parter ved projektets opstart og afslutning kan ses i Tabel 1.

Baggrund og formål

Det er projektets overordnede formål at afprøve og videreudvikle nedsivningsløsninger med filterjord, som kan håndtere regnafstrømning fra vej- og parkeringsarealer under danske forhold, samt at udforme vejledninger til design og anlæggelse af sådanne systemer. Afprøvningen vedrører hydraulisk permeabilitet og tilbageholdelse af miljøskadelige stoffer såvel som driften af systemerne under forskellige forhold (f.eks. vinterforhold).

Vej- og parkeringsarealer udgør ofte en betydelig fraktion af det befæstede areal i byerne, og i den umiddelbare periferi af sådanne arealer er det, set fra et teknisk synspunkt, ofte relativt ukompliceret at etablere nedsivningsløsninger, forudsat at jord- og grundvandsforhold tillader det. Men bekymringer i forhold til kvaliteten af det vand som nedsives til grundvand eller drænes til nærliggende recipient begrænser de nuværende muligheder for nedsivning i Danmark. I Tyskland forventes en veldefineret "filterjord", som er optimeret til rensning såvel som til nedsivning, effektivt at kunne tilbageholde forureningsstoffer som tungmetaller og tjærestoffer. I flere tyske byer er der således udlagt filterjord som toplag i grøft, trug eller anden lavning. Ideen bag de tyske filterjordssystemer udspringer af den almene jordbundslære, og er formuleret af professor Friedhelm Sieker ved Hannover Universitet tilbage i 1970'erne. Der er sidenhen formuleret en vejledning til kompositionen af filterjorden, Standard DWA-A 138E. Der foreligger imidlertid ingen, eller kun ufuldstændig dokumentation af filterjordens egenskaber, hvilket er en barriere for introduktion i Danmark, og på sigt kan blive det for den fortsatte udbredelse af metoden i Tyskland og øvrige steder.

Øget håndtering af regnafstrømning via nedsivning i byens landskab vil lette presset på kloaksystemerne og være gavnligt for grundvandsdannelsen samt vandføringen i bynære recipienter. Men det er en forudsætning at nedsivningsvandets kvalitet ikke udgør en trussel mod vandmiljøet. De erfaringer omkring nedsivning af urban afstrømning, som erhverves gennem projektet, vil bidrage væsentligt til vores forståelse og palet af løsningsmuligheder for at justere byens vandkredsløb.

Den primære målgruppe er kommuner og forsyningsselskaber, men også producenter, konsulentvirksomheder, landskabsarkitekter, mv., der siden hen skal markedsføre et evt. dokumenteret produkt.

Tekstboks 1. Uddrag fra ansøgningen til partnerskabet Vand i Byer om midler til innovationsprojektet om filterjord.

Tabel 1. Oversigt over partnere i innovationsprojektet

2011	2014
Vidensinstitution Københavns Universitet, Det Biovidenskabelige Fakultet	Vidensinstitution Københavns Universitet, Det Natur- og Biovidenskabelige Fakultet
Kommuner Albertslund Kommune Københavns Kommune Odense Kommune Egedal kommune Gladsaxe Kommune	Kommuner Albertslund Kommune Københavns Kommune Odense Kommune Egedal kommune Gladsaxe Kommune
Forsyningsselskaber Københavns Energi A/S Nordvand A/S Spildevandscenter Avedøre Hvidovre Forsyning A/S Middelfart Spildevand A/S Vandcenter Syd A/S	Forsyningsselskaber HOFOR A/S * Nordvand A/S Middelfart Spildevand A/S Vandcenter Syd A/S
Øvrige private Thing & Wainø Landskabsarkitekter aps Nyrup Plast A/S MJK automation A/S	Øvrige private Gottlieb Paludan Architects ApS Nyrup Plast A/S MJK automation ApS

* I forbindelse med fusion blev Københavns Energi og Hvidovre Forsyning (med andre) lagt sammen til HOFOR. Sidenhen kom også Spildevandscenter Avedøre under HOFOR i regi af dette projekt.

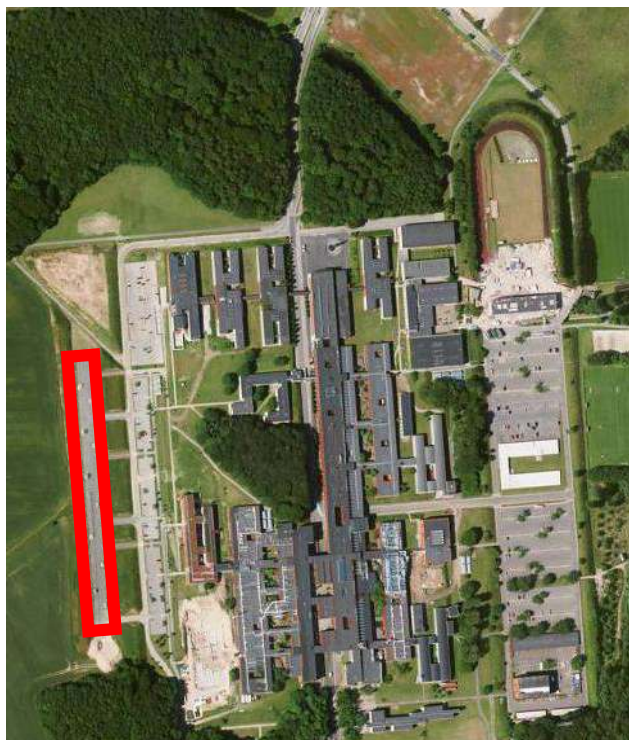
På trods af ambitioner om at teste filterjord ved flere forsøgslokaliteter, har det i praksis kun været muligt at fokusere på ét projekt, nemlig pilotanlægget beliggende ved Syddansk Universitet i Odense. Aktiviteterne i projektet har bl.a. været:

1. Indsamling af erfaring med filterjord fra andre lande via litteraturstudie.
2. Etablering og instrumentering af pilotanlæg ved Syddansk Universitet i Odense.
3. Infiltrationsmålinger til karakterisering af filterjordens hydrauliske egenskaber over tid.
4. Målinger af nedbør samt vandstand i pilotanlægget.
5. Opsamling af vandprøver ved indløb til og udløb fra filterjorden.
6. Analyser af vandprøver for de vigtigste parametre.
7. Databehandling.
8. Rapportering og formidling.

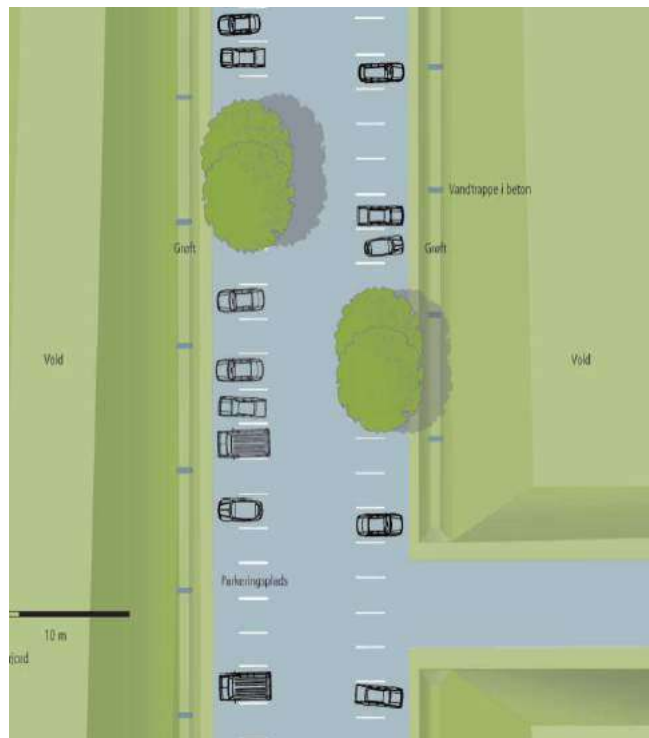
Pilotanlægget

Beskrivelse af anlægget

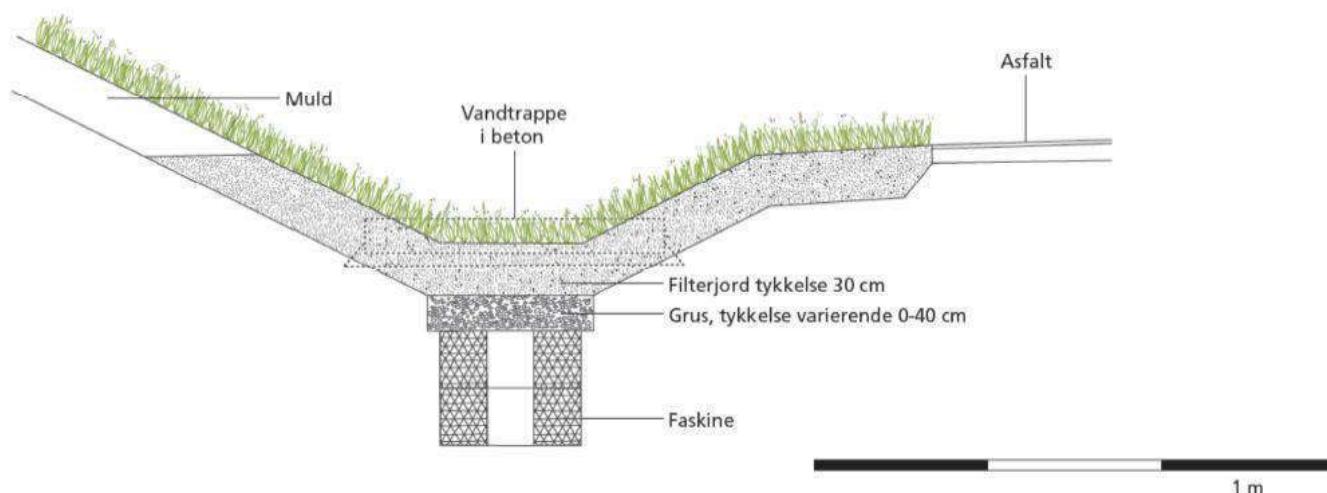
Pilotanlægget ved Syddansk Universitet blev anlagt i forbindelse med etablering af en ny parkeringsplads til ca. 200 biler. Nedsivningsanlægget er bygget op som græsklædte grøfter med filterjord og underliggende plastkassetter (en rendefaskine), som afvander p-pladsen langs begge sider (Figur 2, 3 og 4).



Figur 2. Rød firkant angiver parkeringspladsen vest for SDU campus.



Figur 3. Udsnit af plantegning. Grøfterne ses på begge sider af parkeringspladsen. Blå streger angiver såkaldte vandtrapper i beton.



Figur 4. Tværsnit af nedsivningsanlægget. Skitse: Thing & Wainø.

Som det fremgår af figurerne er grøfterne anlagt med et lag af filterjord med en tykkelse på 30 cm over hele længden. Nedsivningsgrøfter med filterjord og faskiner strækker sig i alt over en længde på 520 meter. Pga. terrænfald blev grøfterne anlagt med betontrapper for hver 10 meter, for at sikre at regnvandet ikke strømmede på overfladen i grøften og potentielt blot samlede sig på de laveste punkter. Dette var desuden vigtigt i forhold til udnyttelsen af så meget af den udlagte filterjord som muligt. Terrænforholdene gjorde desuden at faskinerne, idet de nødvendigvis skal placeres vandret for at udnytte kapaciteten, ligger i forskellige niveauer forbundet med overløbsrør. For at kunne lægge et ensartet lag af 30 cm filterjord, blev niveauforskellen mellem rendefaskinens øvre vandrette kant og bunden af jordlaget udlignet med et variabelt gruslag, som varierede i tykkelse mellem 0 og 40 cm.



Figur 5. a: Plastkassette med nedre drænrør samt gennemskåret drænrør til opsamling af gennemdrypsvand under filterjorden. Begge rør er forbundet med prøvetagningsbrønden. b: kig ned i brønden hvor begge drænrør er synlige. c: Vestlig grøft mod syd. Prøvetagningsbrønd nederst i billedet.

Prøvetagningsbrønde

Ved begge ender (nord og syd) af hver grøft blev der installeret prøvetagningsbrønde (Quadro Control, Fränkische) (Figur 5). Som det ses af billederne a og b i Figur 6, blev brøndene forbundet med faskinerne via langsgående drænrør: ét i bunden af plastkassetterne, som forbinder kassetterne og brønden gennem hele den nederste del af systemet, og ét overskåret drænrør i toppen til opsamling af vand, der drypper fra filterjorden. Sidstnævnte er også forbundet med prøvetagningsbrønden, så vandprøverne fra filterjorden kan opsamles her.



Figur 5. Placering af de to prøvetagningsbrønde i den nordlige ende af parkeringspladsen.

I forbindelse med andet anlægsarbejde på Syddansk Universitet i 2012 blev arealet umiddelbart syd for parkeringspladsen anvendt som midlertidig jorddepot. Det resulterede desværre i, at de to sydlige prøvetagningsbrønde blev mere eller mindre overdækket med jord, ligesom store mængder af finpartikulært materiale blev transporteret fra jordbunkerne med regnafstrømningen ned i de sydlige sektioner af nedsivningsanlægget, hvor det lagde sig som et tykt lag (Figur 6 og 7).



Figur 6. Billeder af den vestlige grøft juni 2012. Til højre anes en næsten tildækket brønd.



Figur 7. Billeder fra april 2013.

Derfor blev de to prøvetagningsbrønde i den sydlige ende ikke anvendt yderligere indenfor dette projekt.

Filterjorden

Filterjorden blev sammensat ud fra den eksisterende muld fra lokaliteten (tidligere landbrugsjord) og sand med kornstørrelse på 0,02 – 2 mm i forholdet 1 del muld til 1 del sand. Filterjorden blev blandet på lokaliteten med gravemaskine (Figur 9) med følgende kravspecifikation: Jorden skal blandes homogent og må ikke være fugtigere, end at det slipper redskaberne, pH-værdi: 6,5 – 8, indhold af ler+silt: 5-10 vægtprocent, humusindhold: 1-3 vægtprocent. Disse specifikationer er i overensstemmelse med de Tyske retningslinjer angivet i standarden DWA-A 138E.

Der blev desuden tilføjet 3 kg vandbehandlingskalk (bryozokalk) per kubikmeter filterjord i den filterjord, der blev udlagt i den østlige grøft. I den vestlige grøft blev udlagt ”almindelig” filterjord uden kalk. Formålet med dette var at se, om der kunne dokumenteres en effekt af at blande kalk i jorden, som er kendt for effektivt at binde/fælde mange tungmetaller samt fosfor.

Den færdigblandede filterjord blev analyseret for diverse basisparametre samt forurening, dels for at sikre at kravspecifikationerne var overholdt, og dels for at kende udgangspunktet i forhold til projektets resultater. Det er desuden vigtigt at sikre, at jorden ikke er forurennet i udgangspunktet.

Der blev udtaget 20 jordprøver til bestemmelse af forureningsindholdet, og resultaterne af analyserne for tungmetaller kan ses i Tabel 2. Prøverne bekræftede, at jorden var uforurennet med hensyn til samtlige målte tungmetaller og kulbrinter.



Figur 8. Billeder fra anlægsfasen.



Figur 9. Muld og sand blandes til filterjord på lokaliteten.

Tabel 2. indholdet af tungmetaller i 20 jordprøver af den færdigblandede filterjord (mg/kg).

	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
Middel	4.4	0.12	5.0	2.0	3.8	18
Stdafv	0.7	0.02	0.6	0.4	0.4	2
Median	4.2	0.12	5.0	1.8	3.7	18
90%-frak.	5.4	0.15	5.7	2.3	4.3	21

Tabel 3. Reaktionstal (Rt), Fosfortal (Pt), Kaliumtal (Kt), Magnesiumtal (Mgt) for en sammenstukket jordprøve af filterjord hhv uden og med kalk.

Prøvemærkning		Jordbundsanalyser			
Æskenr.	Prøvens navn	Rt	Pt	Kt	Mgt
693014	Filtermuld u kalk	7,5	1,3	6,1	5,0
693012	Filtermuld m kalk	7,9	0,8	3,0	3,4

Tabel 4. Teksturanalyse af sammenstukket jordprøve fra den færdigblandede filterjord uden kalk.

Teksturanalyse	Humus	Ler	Silt	Finsand	Grovsand
Vægtprocent		under 0,002 mm	0,002-0,02 mm	0,02-0,2 mm	0,2-2,0 mm
693015	1,7	2,8	1,5	25,2	68,7
Filtermuld u kalk					

I Tabel 3 ses resultaterne af en række basisparametre som typisk bestemmes for landbrugsjord for at vurdere plantetrvivlsen, gødnings- og/eller kalkningsbehovet. Reaktionstallet (Rt) er et udtryk for pH målt i en opslemning af jorden i 0,01 M CaCl₂ efter en times henstand med periodevis omrøring. Det ses, at tilsætningen af kalk har øget jordens pH en smule.

Fosfortallet (Pt). Kaliumtallet (Kt) og Magnesiumtallet (Mgt) er udtryk for jordens plantetilgængelige indhold af disse næringsstoffer målt i mg/100 g jord. For fosfors vedkommende betyder det eksempelvis, at jorden indeholder 8 – 13 mg plantetilgængeligt P per kg jord. Bemærk hvordan tilsætningen af kalk faktisk har gjort fosfor væsentligt mindre tilgængeligt for planterne. Det skal dog understreges at ekstraktionen, der ligger til grund for Pt, kun i nogen grad er korreleret med det plantetilgængelige/mobiliserbare P i jorden, og at denne sammenhæng varierer fra jord til jord. Kt og Mgt er ikke så vigtige parametre for filterjordens anvendelse, da det primært er P, der kan forårsage skader i vandmiljøet, hvis det udvaskes fra jorden.

I Tabel 4 ses resultatet af en teksturanalyse af den færdigblandede filterjord. Det samlede indhold af ler og silt ligger kun på 4,3 %, hvilket faktisk vil sige at den færdigblandede filterjord ikke helt overholder den givne kravspecifikation i udgangspunktet. Det skal dog understreges at de tyske retningslinjer kun siger at det samlede indhold af ler og silt ikke bør overstige 10%, og derfor er der ikke gjort indsigelser mod ovenstående tekstur.

Anlægspris

I Tabel 5 er angivet estimeret meter-pris for nedsivningsanlægget. Bemærk at prisen er per løbende meter, og at den gælder for vegetationen (græsset) etableret ved såning af græsfrø og pleje, indtil græsset har etableret sig. I praksis viste det sig dog vanskeligt at få græsset til at spire, da frøene blev sået i foråret 2011, og der gennem forår og sommer kom flere kraftige regnskyl, der skyllede frøene bort. Der blev derfor til sidst lagt rullegræs på skråningen ind mod p-pladsen samt i bunden af grøften (Figur 10) til en pris på 645 kr/m. Herefter fik græsset bedre fat, og foråret 2012 var der således godt med vegetation de fleste steder.

Tabel 5. Meter-pris for nedsivningsanlægget (520 m i alt)

Arbejds art	Grundlag for enhedspris	kr/m
Nedsivningsprøver	2 stk / 520 m	4
Tørholdelse under udførelsen		29
Udgravning grøft		130
Filterjord	Der er ca. 4,5 m ² pr. m. Det koster 44,5 for alm filterjord og 51,00 for kalkholdig filtermuld	215
Grus		83
Betonelementer som opstuvningsværker	1 stk pr. 10 m	70
Faskineblokke		659
Overløb og brønde	Jordarbejder for overløb og brønde 136.500 kr/520 m og selve ledningsanlægget 90.000kr/520 m	436

Græs inkl. pleje	(Her vil det dog være anbefalelsesværdigt med rullegræs til ca. 650 kr/m)	5
Prøveudtagingsbrønde	4 stk á 3.000 kr plus montage i alt 4.910 kr /520 m	32,5
I alt		1664



Figur 10. Udlægning af rullegræs sommeren 2011.

Metoder

Her beskrives kort metoder og anvendt udstyr i projektet.

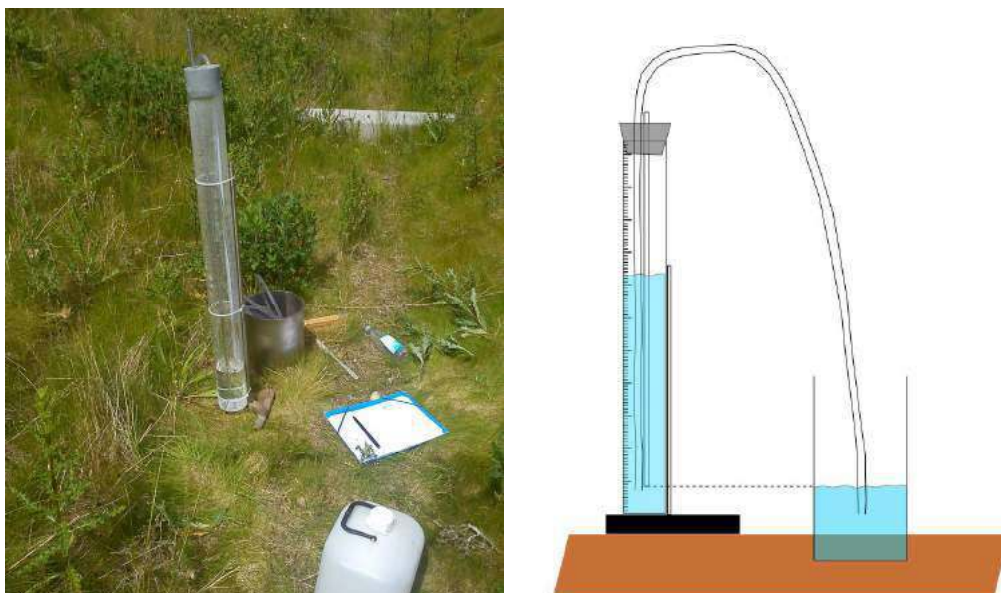
Vidensindsamling

Erfaringer med filterjord fra andre lande blev primært udført af kandidatstuderende, Chris Ewing, der, qua sin nationalitet som amerikaner, havde gode forudsætninger for at undersøge de amerikanske forhold. Studiet var et analytisk litteraturstudium og blev gennemført som en pointopgave svarende til 7,5 ECTS.

Infiltrationsmålinger

Infiltrationsmålinger blev udført gennem 2013 og 2014, dvs 2 -3 år efter etablering. Målingerne blev udført ved hjælp af en såkaldt *single ring infiltration test* med konstant vandstand. Opstillingen er som illustreret i Figur 11. Metalcylinderen (Ø199) blev skåret ca. 5 cm ned i jorden gennem vegetationen, hvorefter vand påfyldtes. Med en slange blev en målebeholder koblet til cylinderen, og ved hjælp af Boyle-Mariottes princip blev der konstant tilført vand fra målebeholderen til cylinderen i samme hastighed, som vandet forlod cylinderen via nedsivning.

Nedsivningshastigheden blev målt ved at registrere ændringen i vandstanden i målebeholderen. Når nedsivningshastigheden var konstant, kunne det antages, at jorden var mættet tilstrækkelig op, til at den egentlige måling kunne foretages. Det varierede fra sted til sted, hvor hurtigt jorden blev mættet op, men der blev som minimum tilført vand et kvarter, inden målingen blev foretaget, også selvom der kunne konstateres konstant flow tidligere end dette. Ofte tog det dog op mod 30 minutter, før flowet var konstant. Målingen blev typisk foretaget over ti minutter og bestod af 5 målinger, dvs. 1 registrering per 2 minutter. Gennemsnittet af de fem målinger blev efterfølgende omregnet til nedsivningshastighed.



Figur 11. Venstre: Feltudstyret i brug i grøften ved SDU. Højre: Principskitse af opstillingen.

Monitering

Ved pilotanlægget er der blevet målt regnmængder, vandstand i systemet samt vandkvalitet hhv før og efter nedsivning gennem filterjorden.

Regnmængder

I 2014 blev der opsat en regnmåler i en lygtepæl på parkeringspladsen, idet det blev skønnet at målinger fra de omkringliggende SVK-målestationer ikke var tilstrækkelig repræsentative. Den anvendte regnmåler var af typen 7.20 RainAhead fra MJK Automation med et opsamlingsareal på 200 cm² og vippemekanisme, der giver 5 vip per mm regn. Regnmåleren var tilsluttet en Chatter, som loggede og transmitterede data ugentligt via mail.

Regndata blev logget ca. 10 måneder i 2014.

Vandstand

Vandstanden blev logget i begge prøvetagningsbrønde med MJK Expert™ 7060 Hydrostatisk digital/analog niveau tryktransmittere. Én tryktransmitter var placeret i bunden af brønden og repræsenterede dermed vandstanden i faskinen, mens én tryktransmitter var placeret i en specialdesignet ”opsamlingskasse”, som var påmonteret det øverste og overskårne drænrør i faskinen. Kassen var designet til at opsamle den fraktion af det vand, der drypper gennem filterjorden, og som lander direkte i det overskårne drænrør. Samtidig var kassen designet til at rumme en tryktransmitter, så det kunne måles hvor meget vand, der rent faktisk havner i opsamlingskassen. Denne metode til opsamling af vand, der har passeret filterjorden, har ikke været afprøvet før, og det var således på forhånd uvist, hvor ofte der ville være vand i opsamlingskassen og hvor meget. Se Figur 12. Målinger fra begge tryktransmittere blev logget i en Chatter monteret i brønden. Målinger blev logget for hvert 15. minut uanset vandstand. Chatteren var koblet på internet via teleabonnement og en antenne monteret uden på brønden, og data blev ugentlig transmitteret per e-mail. Derudover blev en ”alarm-mail” sendt fra chatteren når vandstanden i opsamlingskassen nåede hhv 1 og 2 cm. På den måde var det muligt at vide, hvornår der var vand i opsamlingskassen og hvor meget.



Figur 12. Venstre: på jorden ved siden af brønden ses den specialdesignede ”opsamlingskasse”, hvor der også er placeret en tryktransmitter. Øverst i brønden ses Chatteren som logger og transmitterer data via et simkort og en antenne monteret uden på brønden. Højre: Et kig ned i brønden hvor man i venstre side kan se tryktransmitteren ved brøndens bund og i højre side kan se opsamlingskassen med tryktransmitter monteret på det øvre drænrør.

Vandkvalitet

Monitering af vandkvalitet startede først for alvor op i 2013, da der i 2011 og 2012 var flere komplikationer ved anlægget, bl.a. fungerede faskinerne dårligt de første to år, forstået på den måde at nedsivningshastigheden var meget lav. Det resulterede i, at der for det meste stod så meget vand i systemet, at prøvetagningsbeholder og overskårne drænrør stod under vand. Specielt i vinterhalvåret var der meget vand, og systemet var stort set fyldt fra oktober til marts. Derudover var der problemer med betontrapperne, hvor vandet fandt vej under og dermed i stor stil løb på overfladen i grøften til enderne af grøfterne, hvor det stuede op og dermed "oversvømmede" brøndene og udstyret. Det blev flere gange forsøgt at pumpe systemet tomt, men jorden omkring var oftest også så vandmættet, at det for det meste ikke kunne lade sig gøre. I 2013 og 2014 blev forholdene dog bedre, og halvdelen af året var der gode muligheder for at opsamle gode vandprøver. I vinterhalvåret er der stadig meget vand i systemet den dag i dag, formentlig som følge af højt grundvand.

Til opsamling af indløbsprøver blev der ved overgangen mellem asfalt og græs i den nordlige del af den vestlige grøft installeret 2 meter linjedræn. Fra drænet løb det opsamlede vand til en brønd, hvor der var installeret en 20 liter plastdunk (Figur 13). Systemet var sat sådan sammen at de første 20 liter fra en regnhændelse løb i dunken, hvorefter dunken lukkes af en flydebold, og yderligere indløbsvand fortsætter ud i grøften og nedsiver gennem filterjorden.



Figur 13. Billeder af systemet til opsamling af indløbsprøver: linjedræn og prøveopsamlingsbrønd. Bemærk overløbsrøret som aktiveres når de første 20 liter vand er opsamlet i brønden.

Udløbsprøver skal i denne sammenhæng forstås som den regnafstrømning, der har passeret gennem filterjorden og drypper ned i faskineelementerne. Den fraktion, der lander i det overskårne drænrør, løber ved gravitation hen til prøvetagningsbrønden, hvor det kan opsamles. Såfremt der ikke var for høj vandstand i systemet, repræsenterede dette vand altså regnhændelsesspecifikt gennemdrypsvand. Men det skal understreges, at det i praksis altid vil være en blanding af regnafstrømningen og den jordvæske, som har været i jorden siden sidste eller tidligere regnhændelser.

I prøvetagningsbrønden var installeret specialdesignede opsamlingskasser, som var monteret på enden af det overskårne drænrør (Figur 12). I kasserne var monteret en tryktransmitter, som loggede

vandstanden i kassen, og ved hhv. 1 og 2 cm blev en ”alarm-mail” sendt fra chatteren. På den måde var det muligt at vide, hvornår der var vand nok i opsamlingskassen til en vandprøve.

Når det kunne konstateres, at der var vand nok i én eller begge opsamlingskasser, blev prøven opsamlet indenfor 24 timer. Ved hjælp af en manuel hånd-vakuumpumpe, sugeflasker og –slanger blev vandprøven suget op fra kassen, hældt på egnede beholdere og sendt direkte til analyse hos Eurofins akkrediterede laboratorium. Prøverne blev altid afhentet sammen dag, som de blev udtaget.

Prøverne blev analyseret efter analyseprogrammet angivet i Tabel 6. Som det ses af programmet, blev der primært analyseret for en række tungmetaller, både den totale koncentration og den opløste (filtreret). Derudover blev også næringsstofferne kvælstof (N) og fosfor (P), pH, opløst organisk kulstof (DOC), suspenderet stof (partikler) samt elektrisk ledningsevne (konduktivitet) målt.

Tabel 6. Analyseprogram. Parametre som blev målt på hver opsamlet vandprøve. Hvis der ikke var vand nok i prøven, blev de suspenderede stoffer nedprioriteret, da denne parameter vurderedes so mindre betydelig for vand der har passeret filterjord.

Varenr	Parameter	Metode	Detektions-grænse
CAF35	pH	DS 287	-
CA0ET	Suspenderede stoffer	DS/EN 872	0,5 mg/l
CA0IX	Konduktivitet	DS/EN 27888	0,5 mS/m
CA0DL	Bly (Pb)	ISO17294m-ICPMS	0,5 µg/l
CA0DM	Cadmium (Cd)	ISO17294m-ICPMS	0,050 µg/l
CA01V	Chrom (Cr)	ISO17294m-ICPMS	0,5 µg/l
CA0DN	Kobber (Cu)	ISO17294m-ICPMS	1,0 µg/l
CA0DQ	Zink (Zn)	ISO17294m-ICPMS	5,0 µg/l
CA00Y	Prøveforberedelse, metal	DS 259	
CAC84	Bly (Pb), filtreret	ISO17294m-ICPMS	0,5 µg/l
CAC86	Cadmium (Cd), filtreret	ISO17294m-ICPMS	0,050 µg/l
CAC89	Chrom (Cr), filtreret	ISO17294m-ICPMS	0,5 µg/l
CAC95	Kobber (Cu, filtreret)	ISO17294m-ICPMS	1,0 µg/l
CAD17	Zink (Zn, filtreret)	ISO17294m-ICPMS	5,0 µg/l
CA00Y	Prøveforberedelse, metal	DS 259	
CAE52	Prøveforberedelse Metal, filtrering		
CAF85	Total-P	DS/EN/ISO 6878	0,005 mg/l
CAF82	Total-P, filtreret	DS/EN/ISO 6878	0,005 mg/l
CA0F1	Total-N	DS/EN/ISO 11905 Auto	0,05 mg/l
CAG38	DOC, opløst organisk carbon	DS/EN 1484	1 mg/l

Resultater og diskussion

I dette afsnit præsenteres, diskuteres og fortolkes projektets resultater vedr. vidensindsamling og måleresultater.

Erfaringer fra udlandet

Nedsivningsløsninger til håndtering af regnvand har været kendt og anvendt i mange andre lande, herunder Tyskland, Holland, Storbritannien, USA, Australien m.fl., og går under betegnelser som Mulden-Rigolen, Wadi, Raingarden, Biofilter, Bioretention, o.l. Som navnene antyder, kan der være stor diversitet i opbygningen af de forskellige nedsivningsløsninger, og for så vidt angår selve filterjorden eksisterer der ligeledes temmelig forskellige retningslinjer for sammensætningen. I Tabel 7, 8 og 9 findes en oversigt over de retningslinjer, der er fundet for den jord, der benyttes i de forskellige nedsivningsanlæg i de pågældende lande.

Tabel 7. Oversigt over amerikanske stater og lande hvor retningslinjer er blevet evalueret samt reference til den autoritet som administrerer dokumentet.

Location	Publication Name	Publication Year	Authority/Author
Minnesota State, USA	The Minnesota Stormwater Manual	2005	Minnesota Pollution Control Agency (MPCA). (2005)
North Carolina State, USA	Stormwater Best Management Practices Manual	2007	North Carolina Department of Environment and Natural Resources (NCDENR)
Prince George County, USA	Bioretention Manual	2009	Prince George County Department of Environmental Resources (PGCDER).
Maryland State, USA	2000 Maryland stormwater design manual, volumes I and II (revised 2009)	2009	Maryland Department of the Environment (MDE).
Washington State, USA	Low Impact Development Technical Guidance Manual for Puget Sound	2012	Curtis Hinman. Washington State University Pierce County Extension
Western Sydney, Australia	Water Sensitive Urban Design Technical Guidelines for Western Sydney	2004	Upper Parramatta River Catchment Trust (UPRCT).
Germany	Standard DWA-A 138E	2005	German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA)
United Kingdom	The SUDS Manual	2007	Construction Industry Research and Information Association (CIRIA)
City of Toronto, Canada	Low Impact Development Stormwater Management Planning and Design Guide	2010	Toronto and Region Conservation Authority (TRCA)
Copenhagen, Denmark	Regnbede (Rain Beds)	2011	Københavns Kommune

Retningslinjerne afspejler typisk den eller de parametre, der har drevet processen for den lokale håndtering af regnvand i området, eksempelvis om det har været hydraulisk effektivitet, rensning eller plantevækst, der har haft højest prioritet. Det er dog sjældent kun én parameter, der fokuseres på, og i Danmark er det f.eks. i første omgang rensningen af regnvandet, der afspejles i vores praksis, mens det i Tyskland i lige så høj grad har været at sikre høj hydraulisk effektivitet. I USA og Australien har vandkvaliteten ligeledes været den primære faktor, men her har også plantevæksten været tilgodeset både i relation til dybden af jordlaget samt næringsindholdet i jorden. Sidstnævnte har ofte resulteret i, at betydelige mængder organisk materiale og næringsstoffer er blevet udvasket fra jorden.

	State's Corporate Income Tax Rate (2019)	Corporate Rate (2019)	2019	2020 Budget Rate	Revenue Loss	Other Comments
Alabama (2019-2020)	A) 6.5% (2019) ¹ 6.5% (2020) ² B) 6.5% (2019) ¹ 6.5% (2020) ² C) 6.5% (2019) ¹ 6.5% (2020) ²	6.5%	6.5-10	6.5-10%		
Arkansas (2019-2020)	6.5% (2019) ¹ 6.5% (2020) ² 10% (2021) ³ 10% (2022) ⁴	6.5%	—	6.5-10%	2020: 2.5%	1 Corporate income tax is projected rate of 10%. 2 The bill only contains tax on corporate income for 2020.
California (2019-2020)	8.84% (2019) ¹ 8.84% (2020) ² 8.84% (2021) ³ 8.84% (2022) ⁴	8.84%	8.84-10	8.84	2020: 2.5%	
Colorado (2019-2020)	4.63% (2019) ¹ 4.63% (2020) ² 4.63% (2021) ³ 4.63% (2022) ⁴	4.63%	4.63-10	4.63-10%	—	
Connecticut (2019-2020)	7.5% (2019) ¹ 7.5% (2020) ² 7.5% (2021) ³ 7.5% (2022) ⁴	7.5%	7.5-10	7.5-10%	—	
Delaware (2019-2020)	8.75% (2019) ¹ 8.75% (2020) ² 8.75% (2021) ³ 8.75% (2022) ⁴	8.75%	8.75-10	8.75-10%	—	
Florida (2019-2020)	5.5% (2019) ¹ 5.5% (2020) ² 5.5% (2021) ³ 5.5% (2022) ⁴	5.5%	5.5-10	5.5-10%	—	1 2021 passed then amended the bill. 2 House vote on amended bill was 10-10. It is unclear if the measure passed or not.

	Model 1: Univariate Logistic Regression for Log-Transformed Cholesterol	Model 2: Univariate Logistic Regression for LDL	LDL	Log-Transformed LDL	Nonlinear Model	Model Assumptions
Model 1: Univariate Logistic Regression	(1) Log-Transformed Cholesterol (2) LDL (3) Log-Transformed LDL (4) Log-Transformed LDL					It is based on univariate model results. It is not assumptions that are assumptions of the model.
Model 2: Univariate Logistic Regression	(1) Log-Transformed LDL (2) Log-Transformed LDL (3) Log-Transformed LDL (4) Log-Transformed LDL					
Model 3: Univariate Logistic Regression	(1) Log-Transformed LDL (2) Log-Transformed LDL (3) Log-Transformed LDL (4) Log-Transformed LDL					
Model 4: Univariate Logistic Regression	(1) Log-Transformed LDL (2) Log-Transformed LDL (3) Log-Transformed LDL (4) Log-Transformed LDL					
Model 5: Univariate Logistic Regression	(1) Log-Transformed LDL (2) Log-Transformed LDL (3) Log-Transformed LDL (4) Log-Transformed LDL					
Model 6: Univariate Logistic Regression	(1) Log-Transformed LDL (2) Log-Transformed LDL (3) Log-Transformed LDL (4) Log-Transformed LDL					
Model 7: Univariate Logistic Regression	(1) Log-Transformed LDL (2) Log-Transformed LDL (3) Log-Transformed LDL (4) Log-Transformed LDL					
Model 8: Univariate Logistic Regression	(1) Log-Transformed LDL (2) Log-Transformed LDL (3) Log-Transformed LDL (4) Log-Transformed LDL					
Model 9: Univariate Logistic Regression	(1) Log-Transformed LDL (2) Log-Transformed LDL (3) Log-Transformed LDL (4) Log-Transformed LDL					
Model 10: Univariate Logistic Regression	(1) Log-Transformed LDL (2) Log-Transformed LDL (3) Log-Transformed LDL (4) Log-Transformed LDL					

e: minimumsdybde ikke angivet. 100 cm antaget, da denne dybde er anvendt i eksempler på anlæg i dokumentet.

19

materiale i jorden synes at gå igen flere steder, navnlig i de amerikanske dokumenter, bortset fra North Carolina, hvor man som herhjemme hurtigt har indset, at det var en betydelig kilde til næringsstoffer i det vand, der havde passeret jorden.

Der findes eksempler på, bl.a. i Toronto, Canada og Washington State, at der stilles krav til jordens kationbytnings-kapacitet (CEC), hvilket indirekte er et udtryk for jordens indhold af ler og silt (og til dels organisk materiale). Men det er altså et mere direkte mål for, hvad jordens reelle bindingskapacitet er.

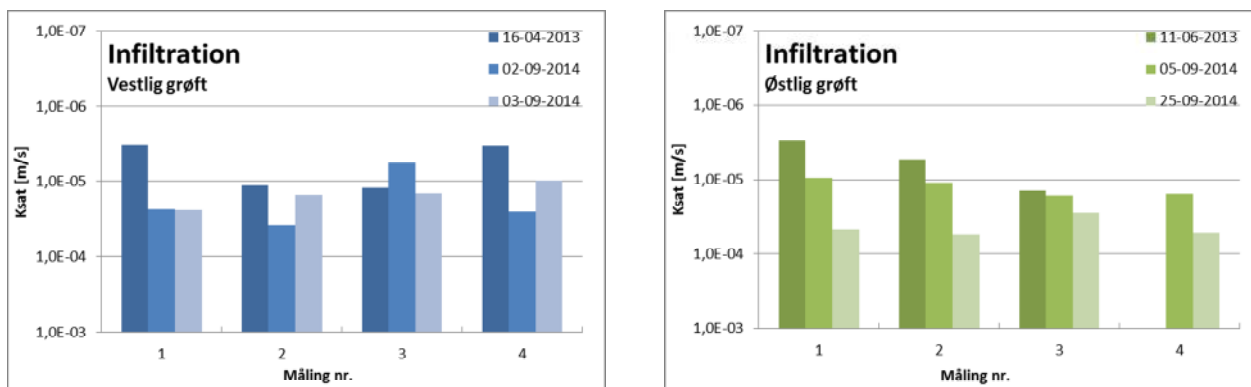
Desuden gøres der i North Carolina, Washington State og Toronto, Canada brug af et såkaldt ”phosphorus index”, hvilket i denne sammenhæng primært skal forstås som det, vi i Danmark kender som jordens ”fosformætningsgrad”. Konkret er det et mål for, hvor sandsynligt det er, at jorden kan optage/binde mere fosfor, og hvad risikoen er, for at det udvaskes. Dette er for mange jordtyper nært korreleret med jordens indhold af jern- og aluminiumoxider, hvorfor det også specifikt er disse parametre, der refereres til i retningslinjerne fra Washington State. Både jern- og aluminiumoxider er kendt fra jordvidenskaben for, meget stærkt og temmelig irreversibelt, at binde fosfor, tungmetaller og organiske molekyler i jorden. I et dansk udviklingsprojekt arbejdes der i 2014-2015 på at fremstille et nyt produkt til inkorporering i filterjord, som består af sand, der er coated (overfladebehandlet) med aluminiumoxider. Det går under navnet ALCOsand og udvikles bl.a. af EnviDan A/S, Dansand A/S og Københavns Universitet.

Der er ikke i nogen af de undersøgte internationale retningslinjer angivet, hvor lang tid jorden forventes at rense godt nok, eller hvornår den bør udskiftes.

Det er interessant at man flere steder, bl.a. i Toronto, Canada og Washington State, er begyndt med retningslinjer, der går længere end blot til sammensætningen af jordens komponenter, men også anbefaler eller stiller krav om opfyldelse af parametre, der går mere direkte på jordens renseegenskaber og stabilitet, herunder i form af kationionbytningskapacitet, fosformætningsgrad (phosphorus index) og/eller indhold af jern- og aluminiumoxider. Fordelene er klare set fra myndighedens side, men stilles det som et egentligt krav, er der også den risiko, at disse undersøgelser og dokumentationen kan være af så omfattende karakter, at det for bygherren ikke længere er en attraktiv løsning. Den slags retningslinjer kan ses som værktøjer for myndighederne i Danmark, som kan tages i brug i de tilfælde, hvor der er kendskab om meget forurenet vand, der skal håndteres, eller hvor der er særligt følsomme recipienter eller drikkevandsinteresser.

Infiltration

Resultaterne af infiltrationsmålingerne ses i Figur 14. Bemærk at der i virkeligheden er tale om en infiltrationsmåling gennem vegetationen mere end en egentlig måling af jordens hydrauliske ledningsevne. Det betyder, at det i nogen tilfælde vil være det øverste jordlag i samspil med vegetationen, der bestemmer infiltrationshastigheden, mens det andre gange kan være jordens hydrauliske ledningsevne, der er den begrænsende faktor for flowhastigheden. Der vil i sagens natur altid være betydelig variation i infiltrationshastigheden, når der måles med mindre cylindere, som det er tilfældet i dette studie, da elementer som kantflow, regnormegange rodkanaler, sprækker o.l. får relativt stor betydning. Derfor blev der foretaget fire målinger indenfor samme sektion samme dag. Dvs. at søjlernes farve angiver de målinger, der er foretaget i samme sektion. En sektion afgrænses af betontrapperne og har således en længde på ca. 10 m.



Figur 14. Mættet hydraulisk ledningsevne K_{sat} [m/s] målt i forskellige sektioner (længde: 10 m) i hhv den vestlige og østlige grøft. Der blev foretaget fire målinger i samme sektion tre forskellige dage i hver grøft i perioden 16. april 2013 – 25. september 2014. Hver søjle repræsenterer en måling i samme sektion. Alle fire målinger blev udført samme dato (farven på søjlerne). Bemærk at skalaen på y-aksen er omvendt, dvs. jo højere søjle des langsommere infiltration. Skalaen er desuden logaritmisk således at enhederne adskilles af en faktor 10.

Det ses at variationen faktisk ikke var så stor blandt målingerne indenfor samme sektion. Samtlige målinger varierede mellem $3,11 \times 10^{-6}$ og $5,54 \times 10^{-5}$ m/s. Den gennemsnitlige infiltrationshastighed, når alle målinger inkluderes, var ca. 2×10^{-5} m/s. Selvom nogen af søjlerne umiddelbart kunne indikere dette, er der ikke belæg for at sige noget om udviklingen af infiltrationshastigheden i perioden, da målingerne ikke er gentaget indenfor samme sektion, men derimod foretaget i forskellige sektioner. Det betyder, at det lige så vel kan være naturlige forskelle mellem sektionerne og altså ikke tiden, der gør sig gældende.

Resultaterne er generelt helt i tråd med den infiltrationshastighed som der tilstræbes i denne slags anlæg, og som typisk afstedkommes af den jordtekstur, som er karakteristisk for filterjord sammensat efter de tyske retningslinjer. Men som tidligere nævnt kan det ikke fastslås på baggrund af disse målinger, om det er vegetationen/jordoverfladen eller selve jorden, der er begrænsende for vandtransporten. Men det kan fastslås at den vegetation, som har indfundet sig i pilotanlægget, (overvejende tætvoxende lange græsser) ikke begrænser infiltrationshastigheden i forhold til det målsatte.

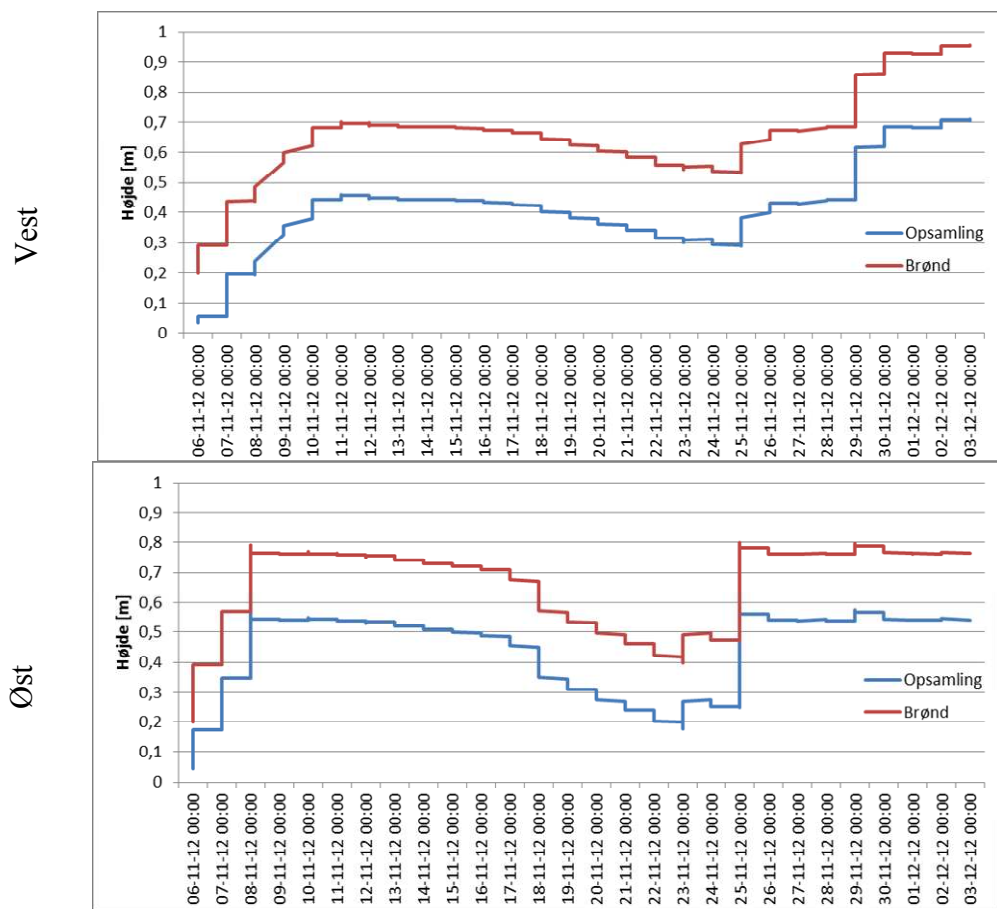
Regn og vandstand

Gennem 2014 har der været installeret en nedbørsmåler ved pilotanlægget, mens der siden efteråret 2012 har været installeret vandstandsmålere (tryktransducere) i prøvetagningsbrøndene. Disse målinger vises og behandles her.

Vandstandsmålinger 2012 og 2013

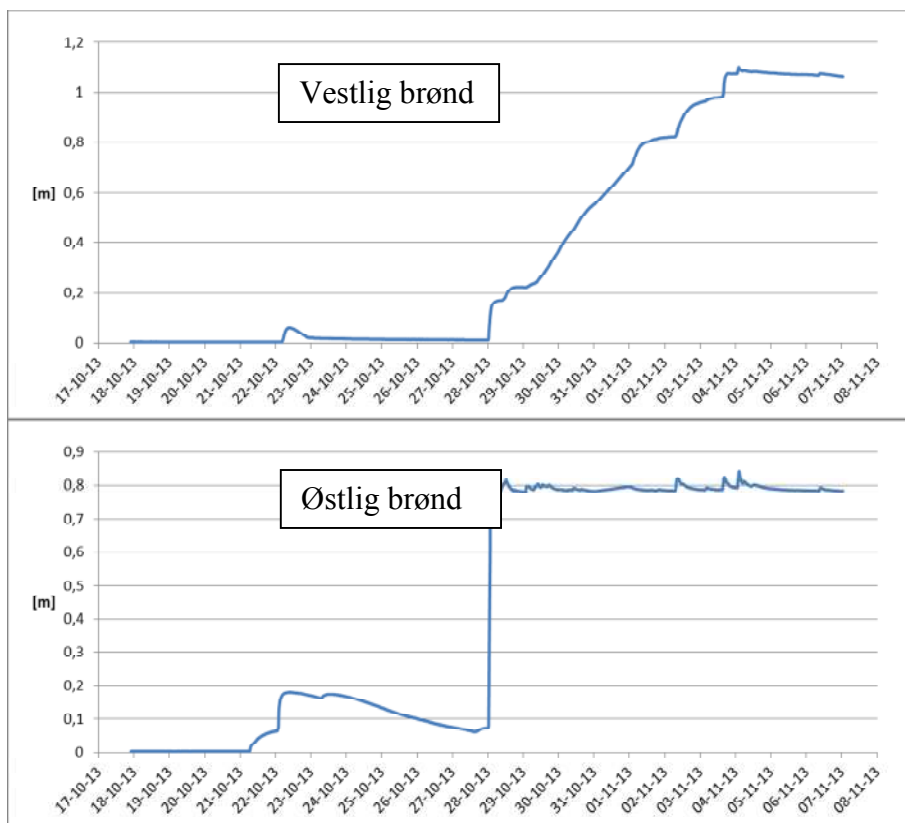
I efteråret 2012 blev der observeret meget langsom udsivning fra faskinerne samt flere på hinanden følgende regnhændelser, hvilket resulterede i at prøvetagningssystemet generelt stod under vand hele den efterfølgende vinter, formentlig også som følge af høj grundvandsstand i vinterperioden. I Figur 15 ses målinger fra hhv. den vestlige og den østlige brønd. Bemærk at der er placeret én vandstandsmåler i bunden af brønden, som repræsenterer vandstanden i faskinen, og en anden vandstandsmåler i opsamlingskassen, som hænger på det øvre drænrør (Figur 12). Som det ses af Figur 15 tog det ca. 14 dage for vandstanden at synke hhv. ca. 20 og ca. 40 cm i faskinerne. Efter

regnhændelsen omkring den 25. nov. Falder vandstanden stort set ikke igen resten af vinteren 2012/2013.

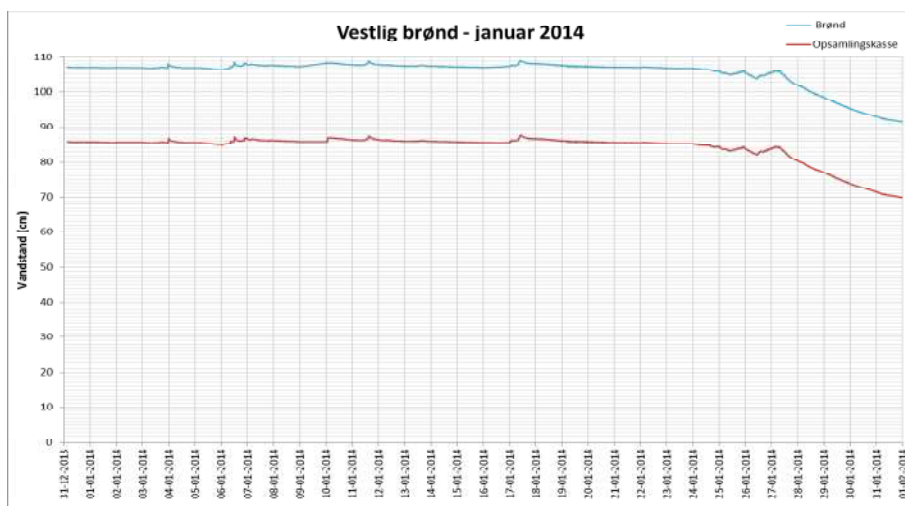


Figur 15. Vandstand målt ved to transducere i hver brønd i perioden 6. nov – 3. dec 2012. Blå: vandstand i opsamlingskassen, Rød: vandstand ved bunden af brønden.

For første halvår 2013 mistedes alle målinger pga. tekniske problemer. Efteråret 2013 var det muligt at få opsamlet et par vandkvalitetsprøver, da vandstanden forblev acceptabel frem til slutningen af oktober. Her steg vandstanden markant i begge brønde til ca. 107 cm i den vestlige brønd og ca. 80 cm i den østlige brønd (Figur 16). Vandstanden vedblev i disse højder henover vinteren, og først ved udgangen af marts faldt vandstanden naturligt til under niveau af opsamlingskasserne. Forskellen i de to maksimalvandstande skyldes formentlig placeringen af overløbet i de to sider. Af Figur 16 ses desuden stor forskel i den hastighed, hvormed vandstanden stiger i de to brønde. I den vestlige stiger vandstanden gradvist til de maksimale ca. 107 cm fra den 28. oktober over de næste ca. syv dage. I den østlige, derimod, stiger vandstanden momentant den 28. oktober, og på et kort øjeblik er den maksimale vandstand på ca. 80 cm nået. Denne ekstreme følsomhed vurderes at hænge sammen med tilbageløb af regnvand fra den regnvandsledning, som systemet er koblet på via overløbene. Grunden til at det observeres i den ene brønd og ikke den anden, hænger sandsynligvis sammen med en eventuel kote forskel på de to overløbsrør samt det faktum, at den østlige brønd er nærmest den pågældende regnvandsledning, som løber parallelt med parkeringspladsen på den østlige side. De tidligere regnhændelser omkring den 21. og 22. oktober giver ligeledes væsentlig tydeligere udslag i vandstanden i den østlige brønd i forhold til den vestlige.



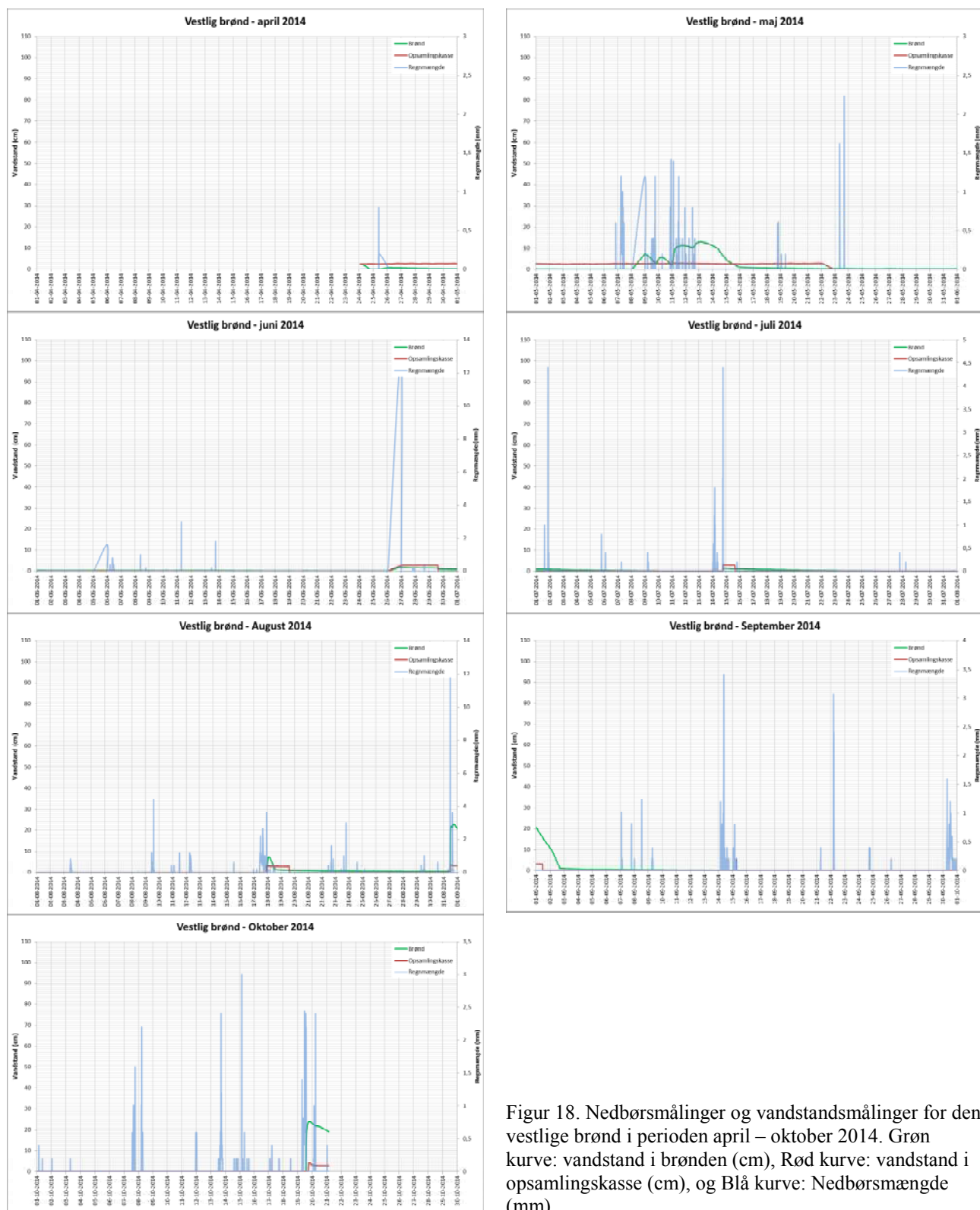
Figur 16. Vandstand i hhv. den vestlige (øverst) og den østlige (nederst) brønd målt i perioden 17. – 7. okt. 2013.



Figur 17. Vandstand (cm) i januar 2014 i den vestlige brønd (blå kurve).

Vandstands- og nedbørsmålinger 2014

Figur 18 viser nedbørsmålinger fra parkeringspladsen samt vandstanden i den vestlige brønd i perioden fra april til oktober, nærmere bestemt den periode hvor vandstanden synes at være upåvirket af drænvand fra omkringliggende arealer eller højt grundvand.



Figur 18. Nedbørsmålinger og vandstandsmålinger for den vestlige brønd i perioden april – oktober 2014. Grøn kurve: vandstand i brønden (cm), Rød kurve: vandstand i opsamlingskasse (cm), og Blå kurve: Nedbørsmængde (mm).

Vandstanden var ved udgangen af marts faldet fra vinterens konstante vandstand på de godt 100 cm til omkring 35-40 cm. Desværre gik de fleste målinger fra april tabt pga. tekniske fejl i forbindelse med dataoverførslen, men fra april til og med oktober findes der konsistente målinger, dog med

enkelte udfald i data af ca. én dags varighed. Den grønne kurve på figuren viser vandstanden i faskinen, mens den blå kurve angiver nedbørsmængden. Det ses at systemet i perioden sagtens kan klare den mængde nedbør, der falder. Faktisk overstiger vandstanden i faskinen kun 10 cm tre gange i perioden: i maj, august og oktober. Og det på trods af at der flere gange optræder flere på hinanden følgende regnhændelser. I august og oktober stiger vandstanden til over 20 cm, men kommer aldrig over 30 cm. Kurverne tyder på, at langt størstedelen af den mængde vand, der lander på p-pladsen og på grøftens eget areal slet ikke finder ned i faskinen, men forbliver sandsynligvis i filterjorden, hvorfra det fordamper, primært gennem planternes evapotranspiration.

Den røde kurve angiver vandstanden i opsamlingskassen, som hænger på det øvre drænrør i prøvetagningsbrønden (Figur 12). Så længe den samlede vandstand ikke overstiger højden på opsamlingskassen, kan den røde kurve ikke overstige kassens maksdybde, der varierer som følge af vinklen på kassen, men i dette tilfælde er ca. 3-4 cm (Figur 18). Den røde kurve viser således, hvornår der har været vand nok i opsamlingskassen til en vandkvalitetsprøve. Det fremgår tillige hvornår prøven er blevet hentet.

Vandbalance

I et system som pilotanlægget ved Odense er det vanskeligere at redegøre for vandbalancen end eksempelvis i et vejbed afgrænset af betonelementer. Der er simpelt hen mere jord, der kan holde på vandet, ligesom faskineplanet kun dækker en mindre del af det samlede nedsivningsareal i grøften og indløbssiden (se Figur 4).

På baggrund af nedbørsmålingerne er det blevet beregnet hvor meget vand, der teoretisk burde være løbet til filterjorden på månedsbasis. Det samlede afvandingsareal (p-plads + grøft) per løbende meter er beregnet til $8,5 \text{ m}^2$ befæstet areal + 3 m^2 grøftareal = $11,5 \text{ m}^2$.

På baggrund af vandstandsmålingerne er det desuden blevet beregnet hvor meget vand, der reelt er løbet til faskinen på månedsbasis. Der ligger dog en række antagelser bag disse beregninger:

- 1) Den samlede faskinelængde i den sektion, som er tilsluttet brønden hvor der måles, er målt på teknisk tegning til ca. 21 m. Brønden udgør da et ekstra volumen, som skønnes at udgøre ca. 5%, hvilket beregningerne korrigeres for.
- 2) I det der udelukkende inkluderes de målinger i beregningerne, hvor vandstanden er stigende antages det, at udsivningen er ubetydelig i forhold til tilførslen. Reelt set kan udsivningen dog sikkert udjævne tilførslen og dermed ”camouflere” noget af det vand, der er løbet til faskinen, hvorfor det udregnede tal sikkert vil være en smule underestimeret.
- 3) På den anden side er faskinekassetternes hulrumsprocent ikke inkluderet i beregningerne, hvilket leder til en svag overestimering af vandmængden.
- 4) Der siver ikke drænvand fra omkringliggende arealer til faskinen.

Resultaterne af beregningerne måned for måned kan ses i Tabel 10. Det ses at der er ret stor variation månederne i mellem. Juni, juli og september var temmelig ”tørre” måneder for faskinerne, mens maj, august og oktober bød på mere gennembrydende vand. Navnlig i august kom der en del nedbør, og det var primært den 31. aug., hvor der faldt næsten 27 mm vand på relativt kort tid, at

der kom mest vand til faskinen. Isoleret set er det også tæt på 80% af den totale vandmængde fra den 31. aug., der kan måles i faskinen, hvorimod det på månedsbasis kun er ca. 21%. Dette understøtter altså teorien om, at de mindre regnhændelser stort set ikke registreres i faskinen, men i stedet tilbageholdes i den forholdsvis tørre filterjord og opsuges af planterne. Kommer der meget regn på kort tid, bliver flere af jordens større porer aktive, hvilket betyder at vandtransporten går hurtigere, og der dermed trænger mere vand gennem jorden.

Tabel 10. Resultater af teoretiske beregninger baseret på både vandstands- og nedbørs-målinger fra p-pladsen ved SDU.

	Nedbør	Tilført grøft	Vandmængde i faskine	
	mm		m3/m	% af tilført
Maj	46,8	0,538	0,192	36
Juni	30,2	0,347	0,017	5
Juli	28,6	0,329	0,013	4
August	106	1,22	0,254	21
September	60,2	0,692	0,000	0
Oktober	65,6	0,754	0,202	27
Total	338	3,88	0,6779	17

Over hele perioden på de godt 6 måneder er der således målt 338 mm regn, hvoraf kun de cirka 17 % efterfølgende har været at registrere i faskinen under filterjorden. Det skal dog understreges at denne relation sandsynligvis ikke vil være gældende for det sene efterår, vintermånederne og det tidlige forår, hvor der vil være mindre fordampning i tørvejrperioderne, indsivning af drænvand fra omkringliggende arealer samt muligvis høj grundvandsstand.

Vandkvalitet og dokumentation

Der er igennem 2013 og 2014 opsamlet i alt 24 udløbsprøver fra opsamlingskasserne i prøvetagningsbrøndene. De 9 af prøverne er opsamlet i den vestlige brønd, mens de resterende 15 prøver er opsamlet i den østlige brønd. Bemærk at der i den østlige grøft blev tilsat kalk til filterjorden. Forskellen i antallet af opsamlede udløbsprøver skyldes, at der i flere tilfælde kun var vand nok i opsamlingskassen i den østlige brønd, hvilket sandsynligvis kan forklares med naturlige variationer i vandets foretrukne strømningsveje gennem filterjorden i de to grøfter. I det østlige system har der sandsynligvis blot været mere tendens til at vandet, der dryppede fra gruslaget under filterjorden, ramte ned i det overskårede drænrør i midten af faskinen, mens det i mindre grad har været tilfældet i det vestlige system.

I 2014 har der desuden været opsamlet indløbsprøver gennem linjedrænet ved den vestlige grøft.

I Tabel 11 – 13 ses måleresultaterne for såvel udløbs- som indløbsprøver fordelt på enkelthændelser. Måleparametrene er i overensstemmelse med analyseprogrammet angivet i Tabel 6. Som det ses af tabellerne på de næste sider, er der adskillige af både indløbs- og udløbsprøverne, som har tungmetalkoncentrationer, der er under detektionsgrænsen.

Dato		aug-13	20-09-2013	30-10-2013	26-05-2014	30-06-2014	15-07-2014	19-08-2014	01-09-2014	20-10-2014	Gennemsnit	90%-fraktil
pH		8,4	8,2	8,1	7,8	7,9	8	8,1	8,1	8,1	8,1	8,2
SS	mg/L	-	-	-	-	-	15	4,4	4,2	12	8,9	14,1
Konduktivitet	mS/m	47	18	25	57	22	30	26	14	17	28	49,0
N (total)	mg/L	3,1	1,1	1,4	1,4	1	1,1	0,89	0,59	0,55	1,2	1,7
P (total)	mg/L	0,42	0,18	0,12	0,22	0,17	0,16	0,13	0,15	0,13	0,2	0,3
P (filtreret)	mg/L	0,3	0,13	0,1	0,12	0,1	0,084	0,1	0,11	0,068	0,1	0,2
Pb (total)	ug/L	1,2	1	0,5	1,7	1,1	1,4	0,5	2	1	1,2	1,8
Pb (filtreret)	ug/L	0,5	0,5	0,5	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6
Cd (total)	ug/L	0,054	0,05	0,05	0,05	0,075	0,058	0,05	0,92	0,05	0,2	0,2
Cd (filtreret)	ug/L	0,05	0,05	0,095	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,1	0,1
Cr (total)	ug/L	2	1,9	1,4	5,8	2,5	18	1,7	8,3	2,8	4,9	10,2
Cr (filtreret)	ug/L	0,8	0,5	1,3	2,2	2,4	1,6	1,4	1	0,5	1,3	2,2
Cu (total)	ug/L	6,1	1,7	4,3	10	7,9	11	8,8	3,9	4,4	6,5	10,2
Cu (filtreret)	ug/L	8,4	4,1	3,9	7,4	5	16	6,9	3,8	2,4	6,4	9,9
Zn (total)	ug/L	7,1	5	7,2	15	5	19	10	5	27	11	20,6
Zn (filtreret)	ug/L	5	5	5	5	5	11	6,2	5	5	5,8	7,2
DOC	mg/L	13	5,5	4,4	13	9	11	8,2	5,5	3,9	8,2	13,0

Tabel 11. Målte koncentrationer i udløbsprøver fra den vestlige grøft (alm. filterjord). Grå felter markerer ”under detektionsgrænsen” og angiver værdien af denne.

Tabel 12. Målte koncentrationer i udløbsprøver fra den østlige grøft (filterjord med kalk). Grå felter markerer ”under detektionsgrænsen” og angiver værdien af denne.

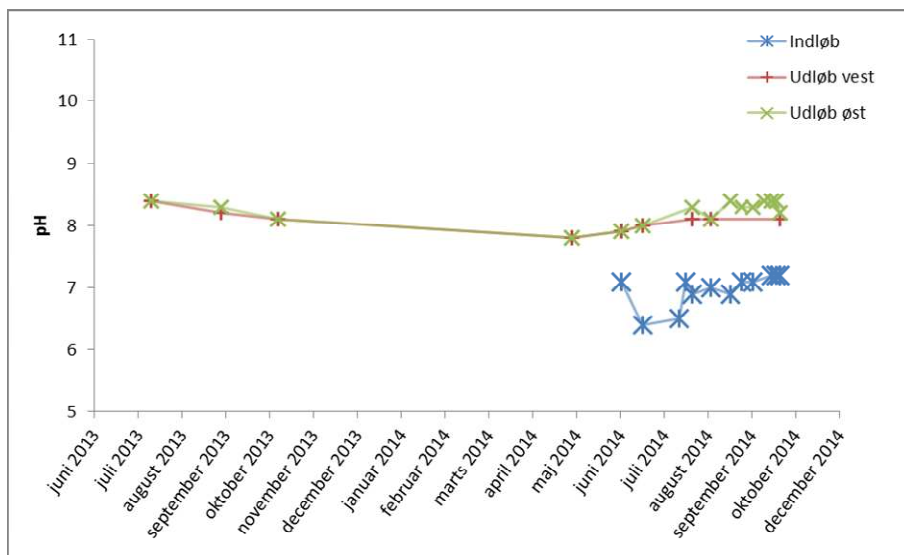
Dato		aug-13	20-09-2013	30-10-2013	26-05-2014	30-06-2014	15-07-2014	19-08-2014	01-09-2014	15-09-2014	23-09-2014	01-10-2014	09-10-2014	14-10-2014	17-10-2014	20-10-2014	Gennemsnit	90% fraktil
pH		8,4	8,3	8,1	7,8	7,9	8	8,3	8,1	8,4	8,3	8,3	8,4	8,4	8,4	8,2	8,2	8,4
SS	mg/L	-	-	-	-	-	14	6,1	19	5,9	3,7	8,9	2,3	2,4	4,1	17	8,5	17
Konduktivitet	mS/m	47	36	23	57	33	30	30	17	30	31	30	28	30	30	28	31	43
N (total)	mg/L	3,1	1,1	0,34	1,4	1,2	1,1	1,2	0,69	0,86	1,3	1,4	0,77	0,62	0,88	0,56	1,2	1,4
P (total)	mg/L	0,42	0,48	0,15	0,22	0,38	0,38	0,29	0,22	0,12	0,18	0,28	0,2	0,15	0,15	0,14	0,2	0,40
P (filtreret)	mg/L	0,3	0,3	0,099	0,12	0,22	0,18	0,24	0,15	0,082	0,12	0,13	0,12	0,11	0,099	0,077	0,1	0,28
Pb (total)	ug/L	1,2	3,9	2,9	1,7	3,4	4,4	2	1,5	0,5	1,2	5,3	1,7	0,9	0,6	1,2	1,8	4,2
Pb (filtreret)	ug/L	0,5	0,6	0,5	0,5	0,9	0,5	0,6	0,5	0,8	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,7
Cd (total)	ug/L	0,054	0,11	0,055	0,05	0,1	0,11	0,07	0,29	0,05	0,05	0,096	0,05	0,05	0,05	0,05	0,1	0,11
Cd (filtreret)	ug/L	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,1	0,05
Cr (total)	ug/L	2	5,5	2,4	5,8	9	12	6,2	3,4	1,4	3,7	8,9	4,2	3,5	1,9	2,5	4,9	9,0
Cr (filtreret)	ug/L	0,8	1,5	7,3	2,2	3,8	2,4	2,6	0,9	2,2	1,4	1,4	0,9	0,8	0,7	0,6	1,7	3,3
Cu (total)	ug/L	6,1	7,4	4,5	10	11	13	14	3,6	3,6	5,8	7,6	5,5	5,8	6,6	1	6,8	12
Cu (filtreret)	ug/L	8,4	6,9	3,7	7,4	10	12	7	2,5	4,4	3,5	1	1	1	3,1	1,2	5,5	9,4
Zn (total)	ug/L	7,1	2,7	7,4	15	19	38	20	5	6,9	5	27	12	7,8	5	7	12	24
Zn (filtreret)	ug/L	5	11	5	5	5	8	5,7	5	6,5	5	11	5	5	5	5	6,0	9,8
DOC	mg/L	13	11	6,6	13	12	13	9,9	6	7,1	7,2	5,2	5	5,4	5,1	3,8	8,2	13

Tabel 13. Målte koncentrationer i indløbsprøver ved den vestlige grøft. Grå felter markerer ”under detektionsgrænsen” og angiver værdien af denne.

Dato		30-06-2014	15-07-2014	10-08-2014	14-08-2014	19-08-2014	01-09-2014	15-09-2014	23-09-2014	01-10-2014	14-10-2014	17-10-2014	20-10-2014	Gennemsnit	90%-fraktil
pH		7,1	6,4	6,5	7,1	6,9	7	6,9	7,1	7,1	7,2	7,2	7,2	7,0	7,2
SS	mg/L	0,5	11	4,9	3,3	11	28	33	22	21	8,3	21	24	16	28
Konduktivitet	mS/m	7,4	2,5	5	5,8	3	2	4,8	2,1	3,5	3	4,8	4,9	4,1	5,7
N (total)	mg/L	1,5	0,77	1,7	1	0,66	0,68	1,8	0,22	1,1	0,51	2,7	1,2	1,2	1,8
P (total)	mg/L	0,096	0,056	0,088	0,034	0,045	0,074	0,14	0,055	0,057	0,039	0,054	0,082	0,07	0,10
P (filtreret)	mg/L	0,036	0,025	0,064	0,025	0,021	0,013	0,048	0,011	0,016	0,018	0,027	0,022	0,03	0,05
Pb (total)	ug/L	6,9	1,9	0,5	0,5	0,8	0,9	2,5	1,4	1,5	1	1,5	1,6	1,8	2,4
Pb (filtreret)	ug/L	2,1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,63	0,5
Cd (total)	ug/L	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,13	0,077	0,05	0,05	0,05	0,05	0,051	0,06	0,07
Cd (filtreret)	ug/L	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Cr (total)	ug/L	2,4	0,5	0,5	48	0,6	1,3	1,7	1,6	1,1	0,6	0,5	1,1	5,0	2,3
Cr (filtreret)	ug/L	1,8	23	0,5	0,5	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5	0,8	2,5	1,7
Cu (total)	ug/L	21	6,3	7	4,5	6,9	3,4	8	6,7	5	4,1	5,3	8,2	7,2	8,2
Cu (filtreret)	ug/L	22	5,6	6,5	5	4,9	1	3,1	2,4	1	1	4,2	3,9	5,1	6,4
Zn (total)	ug/L	66	30	15	14	28	20	43	15	16	16	19	29	26	42
Zn (filtreret)	ug/L	82	21	15	15	22	6,6	13	9,8	6,8	15	10	5	18	22
DOC	mg/L	10	4,6	8,1	3,9	2,2	2,1	7,1	2,8	1,3	1,8	3,8	4,2	4,3	8

I det følgende præsenteres måledata grafisk for de enkelte måleparametre samt diskuteres i forhold til relevante tendenser og grænseværdier.

pH



Figur 19. pH målt i indløbs- og udløbsprøver i perioden august 2013 – oktober 2014.

Det ses at pH i indløbsprøverne generelt ligger stabilt omkring 7, hvorimod udløbsprøverne fra begge grøfter synes at ligge stabilt på lige godt pH 8. Der er ikke umiddelbart en mærkbar effekt af at tilsætte kalk til filterjorden i forhold til jordens bufferegenskaber, idet de to kurver ikke adskiller sig væsentligt fra hinanden. Der synes dog at være en tendens til, at der fra efteråret 2014 måles en anelse højere pH i udløbet fra østgrøften, men det skal samtidig bemærkes, at antallet af prøver fra vestgrøften er lavt i denne periode.

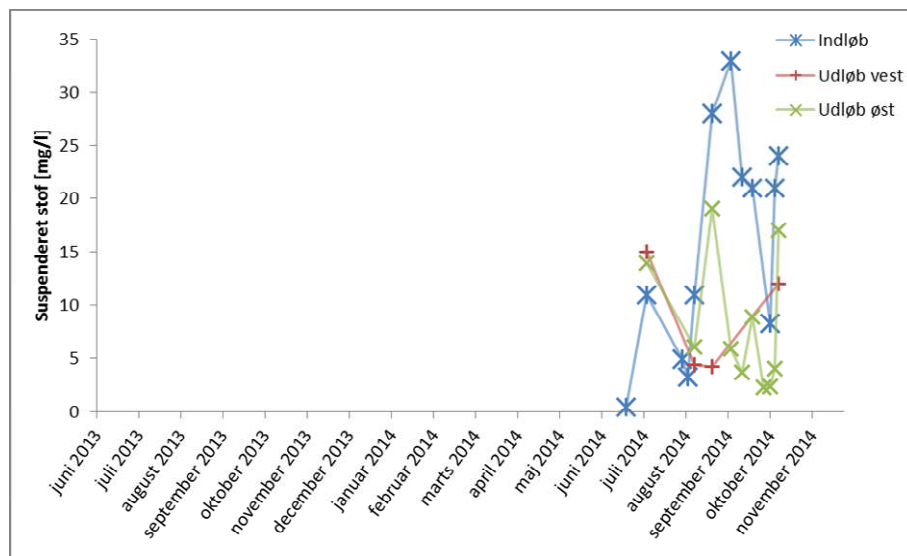
Der findes ikke nogen officielt fastlagte grænseværdier, hverken nedre eller øvre, for pH i ferske overfladevande, idet det i høj grad afhænger af de lokale forhold og de arter, der naturligt lever der. I forhold til drikkevand siger bekendtgørelse nr. 292 af 26/03/2014 at pH bør være mellem 7 og 8,5.

Suspenderet stof

Suspenderet stof (SS) er et mål for mængden af partikulært materiale i suspension i regnvandsprøven. Som det fremgår af tabellerne på de foregående sider, var der flere udløbsprøver, som ikke analyseredes for SS. Det skyldes at vandprøverne var for små til at udføre samtlige analyser, og i disse tilfælde blev SS nedprioriteret i forhold til andre parametre. Dette skyldes at SS under filterjord typisk kun optræder i lave koncentrationer og primært består af små jordpartikler, der er mobiliseret fra selve filterjorden.

De målte indløbskoncentrationer tyder desuden på lavt indhold af partikulært materiale i afstrømningsvandet fra p-pladsen (Figur 20), da regnvand fra trafikerede arealer ofte indeholder i størrelsesordenen 100-300 mg/l. Det skal dog understreges, at det er vanskeligt at opsamle den slags regnvandsprøver, som er repræsentative overfor det indhold, der reelt er i vejvandet. Det kan bl.a. skyldes at partiklerne bundfælder i dræn og rørsystem, inden det når frem til prøvebeholderen, eller

at partiklerne ikke suspenderes tilstrækkeligt i beholderen ved udtagning af delprøver. Der ses desuden betydelig relativ variation i de målte koncentrationer, og der synes ikke umiddelbart at være nogen logisk forklaring, andet end det skyldes naturlige variationer.



Figur 20. Suspenderet stof målt i indløbs- og udløbsprøver i perioden juni 2014 – oktober 2014.

Udløbskoncentrationerne indikerer at der samlet set sker en lille reduktion i vandets indhold af SS efter passage gennem filterjorden, men det er ikke muligt at drage en direkte sammenhæng mellem disse, da størstedelen af de partikler, der findes i udløbsvandet, sandsynligvis er jordpartikler fra selve filterjorden, snarere end de er partikler fra p-pladsen, der har passeret gennem jorden med indløbsvandet.

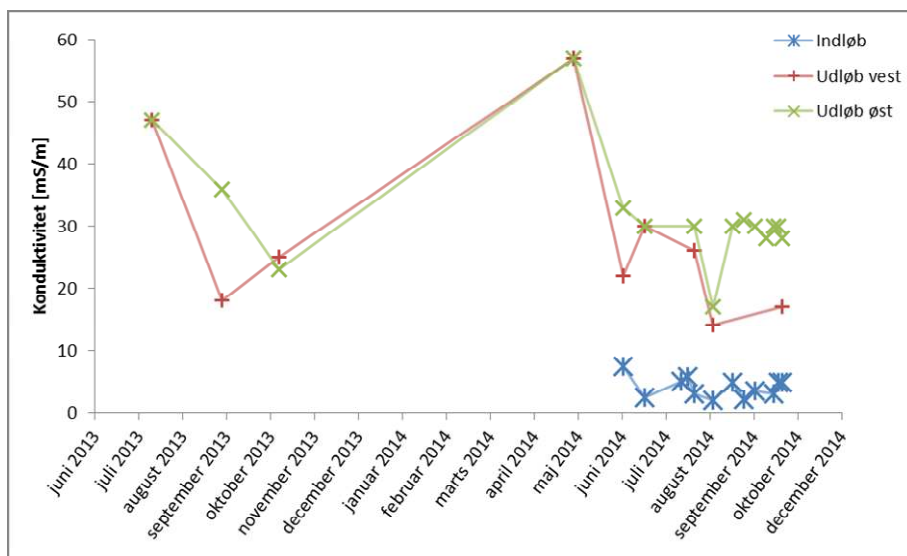
Elektrisk ledningsevne (konduktivitet)

Den elektriske ledningsevne i en vandprøve er et mål for hvor mange salte (ioner), der er i vandet. Den elektriske ledningsevne varierer mellem 2 og 5,8 mS/m (Tabel 13), hvilket er helt normale værdier for almindeligt regnvand. Det tyder altså ikke på at p-pladsen tilfører afstrømningen ekstra salte på nogen måde, ej heller er der målinger, der er påvirket af evt. glatførebekæmpelse med natriumklorid.

Udløbsprøverne varierer mellem 14 og 57 mS/m. Til sammenligning ligger vores drikkevand typisk mellem 30 (anbefalet minimumværdi) og 80 mS/m, mens havvand er i størrelsesordenen 4000-5000 mS/m.

Af Figur 21 kan det ses at der er meget lille forskel på den elektriske ledningsevne målt i udløbsprøver fra begge grøfter. Graferne følges ganske godt ad, og kunne antyde en grad af årstidsafhængighed, da begge de højeste målinger er fundet i sommerperioden, men der er ikke tilstrækkelig viden til at komme dette nærmere på baggrund af nærværende datagrundlag. Desuden er der en anden faktor, som sandsynligvis er vigtigere end årstiden, nemlig regnmængden. Hvis den opsamlede prøve er et resultat af en mindre regnhændelse, betyder det at prøven overvejende består af vand, som har stået i filterjorden siden sidste regnhændelse. Dermed har der været længere tid til at ligevægten mellem jordvæskens og jordpartiklernes salte har kunnet indstille sig. Med andre ord: saltindholdet vil være højere i jordvæske, der har stået længere tid i jorden, end i det regnvand der

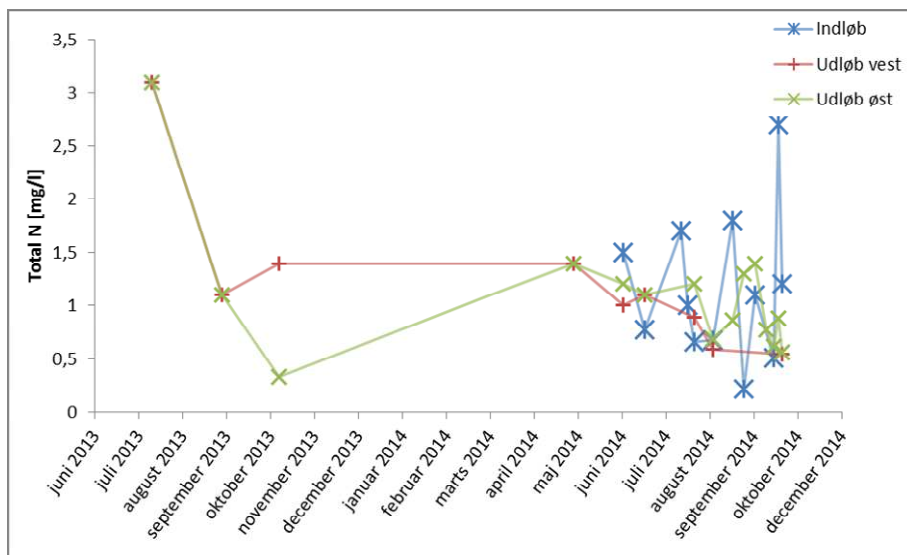
passerer gennem jorden på relativt kort tid. Er udløbsprøven derimod opsamlet som følge af en større regnhændelse, vil der være større sandsynlighed for at jordvæsken er fortyndet med det mindre saltholdige regnvand fra overfladen, som ikke har haft tilstrækkelig opholdstid i jorden til at optage så mange salte.



Figur 21. Elektrisk ledningsevne (konduktivitet) målt i indløbs- og udløbsprøver i perioden august 2013 – oktober 2014.

Kvælstof (N)

Det totale indhold af kvælstof (nitrogen, N) blev i indløbsprøverne målt til 0,5 – 2,7 mg/l, mens det i udløbsprøverne fra begge grøfter varierer mellem 0,3 og 3,1 mg/l (Tabel 11-13).



Figur 22. Totalt kvælstof (N) målt i indløbs- og udløbsprøver i perioden august 2013 – oktober 2014.

Figur 22 indikerer, at der ikke er nogen påviselig forskel på de to grøfter, samt at variationer ikke synes at være påvirket af hverken årstid eller indløbskoncentrationer. Det kan desuden forventes, at filterjord, som al anden frugtbar jord, vil afgive en smule N til drænvandet, og det er derfor

vanskeligt at sige, hvor stor andel af koncentrationerne i udløbet, der skyldes filterjorden selv og hvor meget, der stammer fra indløbsvandet.

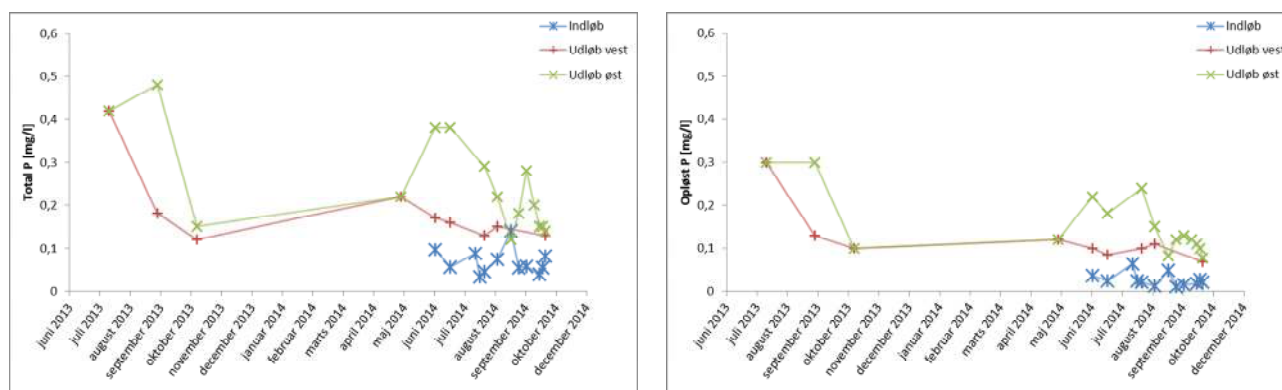
Til sammenligning er grænseværdien for drikkevand 50 mg/l nitrat-N, mens det ifølge spildevandsbekendtgørelsen er tilladt for renseanlæg at udlede vand med et totalt N-indhold på op til 8 mg/l.

Fosfor (P)

Fosfor (P) blev målt både som totalkoncentration og opløst koncentration på samme måde som metallerne. Forskellen på disse udgør dermed den partikulære fraktion. Udover at de to fraktioner kræver forskellige mekanismer rent rensningsmæssigt, så er hypotesen også at den opløste fraktion vil være mere tilgængelig for organismer i vandmiljøet og dermed udgøre en potentielt større risiko for uønsket vækst af eksempelvis alger.

De totale P-koncentrationer svinger mellem 0,034 og 0,14 mg/l i indløbsprøverne, mens de opløste koncentrationer er lidt lavere: 0,011 – 0,064 mg/l (Tabel 13). De totale udløbskoncentrationer svinger mellem 0,12 og 0,48 mg/l, mens de opløste igen er lidt lavere: 0,068 – 0,30 mg/l (Tabel 11-12).

Til sammenligning er grænseværdien for drikkevand 0,15 mg/l, mens det ifølge spildevandsbekendtgørelsen er tilladt for renseanlæg at udlede vand med et totalt P-indhold på op til 1,5 mg/l. Der findes ikke nogen national tærskelværdi for P-koncentration i overfladevande, men meget tyder på at 0,1 mg/l i vandfasen kan forårsage problemer under visse omstændigheder, herunder i vandforekomster, hvor der i forvejen er meget P opbygget i sedimentet.



Figur 23. Total (venstre) og opløst (højre) fosfor (P) målt i indløbs- og udløbsprøver i perioden august 2013 – oktober 2014.

Figur 23 viser som tallene i tabellerne at der tilføres vandet en mængde P (op til flere hundrede µg/l) på dets vej gennem filterjorden. Dette skal ses i lyset af den anvendte muldjord til fremstilling af filterjorden blev taget fra lokaliteten, hvor der tidligere var landbrug, som sandsynligvis har været gødsket. Det ses også, at der ikke er stor forskel på de totale og de opløste koncentrationer, hvilket tyder på at størstedelen af det mobiliserede fosfor er på opløst form (passerer et 0,45 µm filter).

Det kan desuden ses, at der ret konsekvent er højere udløbskoncentrationer i det østlige system, hvor filterjorden blev tilsat kalk. Det tyder altså ikke på, at der er en gavnlig effekt af

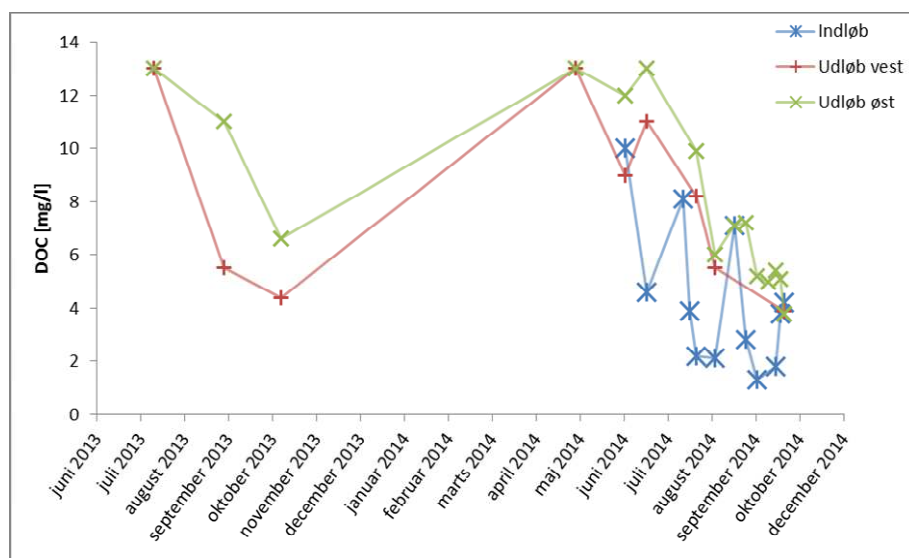
kalktilsætningen i forhold til at stabilisere filterjordens P-pulje, hvilket dog ikke umiddelbart er i overensstemmelse med analyserne af fosfortallet i den oprindelige filterjord (Tabel 3).

Til sidst skal det bemærkes, at der af kurverne i Figur 23 synes at være en årstidsvariation, navnlig for den østlige grøft med kalk, hvor de største koncentrationer i udløbsvandet findes i sommermånederne.

Opløst organisk karbon (DOC)

Opløst organisk stof findes nærmest uundgåeligt i drænvandet fra de fleste jorde med et almindeligt organisk indhold og/eller vegetation på overfladen. Organisk materiale består helt overvejende af ilt-, hydrogen- og kulstofatomer i varierende sammensætninger, men det måles typisk som total eller opløst organisk karbon (TOC el. DOC), da kulstof altid er det dominerende element. Fra tidligere studier har det vist sig at TOC i drænvand fra jord stort set er lig med DOC, hvorfor der kun måles på DOC i dette projekt.

Det skal understreges at DOC ikke er et forureningsstof i sig selv, men høje koncentrationer kan dog forårsage iltsvind i overfladevande, hvis det består af letomsættelige organiske forbindelser. Derudover kan DOC kompleksere andre forureningsstoffer, f.eks. tungmetaller, og derved gøre dem mere mobile.



Figur 24. Opløst organisk karbon (DOC) målt i indløbs- og udløbsprøver i perioden august 2013 – oktober 2014.

Det totale indhold af DOC blev i indløbsprøverne målt til 1,3 – 10 mg/l, mens det i udløbsprøverne fra begge grøfter varierer mellem 3,8 og 13 mg/l (Tabel 11-13). At dømme efter værdierne ser det ud til at også filterjorden tilfører drænvandet en vis mængde DOC. Som det var tilfældet med suspenderet stof, er det vanskeligt at adskille indløbskoncentrationerne fra udløbskoncentrationerne, idet det reelt ikke vides hvor stor en andel af DOC i udløbet, der stammer fra hhv. filterjorden og regnvandet fra p-pladsen. Fra tidligere studier vides det dog, at DOC-koncentrationer i udløbet som følge af tilsætning af ”rent” vand sagtens kan ligge i størrelsesordenen 10-15 mg/l.

Udvaskning af organisk stof er en naturlig og uundgåelig proces i denne slags naturlige og vegetationsdækkede systemer, og skyldes nedbrydning af organisk materiale i rodzonen, herunder plantemateriale.

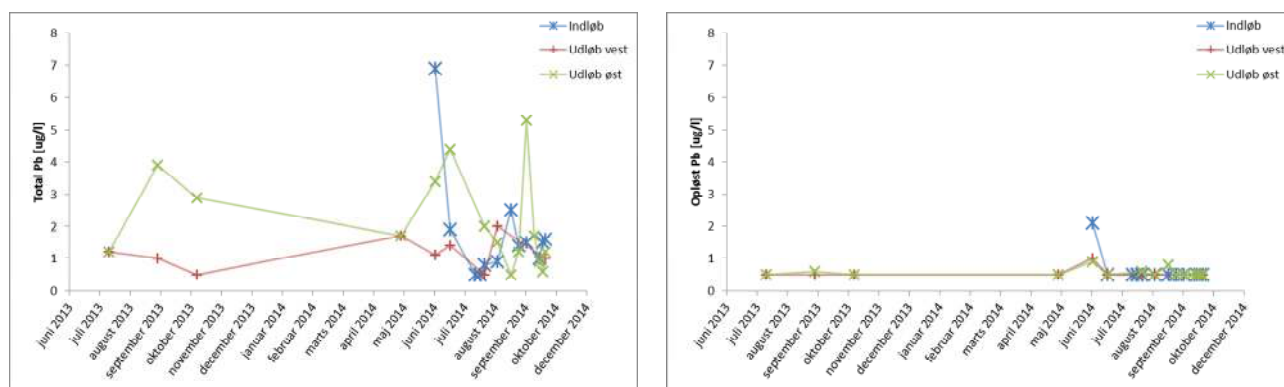
Af Figur 24 ses det desuden, som det var tilfældet for fosfor, at der ret konsekvent findes lidt højere koncentrationer i udløbet fra den østlige grøft, hvor filterjorden blev tilsat kalk. Dette hænger fint sammen med teorien omkring mobilitet af organiske molekyler, som generelt lettere mobiliseres ved højt pH fremfor lavt pH. Det er dog ikke klart, om den relativt lille forskel i pH på de to grøfter kan forklare noget af fænomenet. Desuden ses også for DOC en tydelig årstidsafhængighed, hvor de højeste koncentrationer udvaskes om sommeren. Dette hænger sandsynligvis nært sammen med den mikrobielle aktivitet i jorden, primært rodzonen, som grundet temperaturen er højest om sommeren.

Tungmetaller

I det følgende vises måleresultater for de analyserede tungmetaller fra både indløbs- og udløbsprøver.

Bly (Pb)

De totale Pb-koncentrationer svinger fra under detektionsgrænsen på 0,5 til 6,9 µg/l i indløbsprøverne, mens de opløste koncentrationer er lidt lavere: <0,5 – 2,1 µg/l (Tabel 13). De totale udløbskoncentrationer svinger fra <0,5 til 5,3 µg/l, mens de opløste igen er lavere: <0,5 – 1,0 µg/l (Tabel 11-12). Faktisk var alle de opløste koncentrationer lavere end 0,5 µg/l på nær et par stykker.



Figur 25. Total (venstre) og opløst (højre) bly (Pb) målt i indløbs- og udløbsprøver i perioden august 2013 – oktober 2014.

Som det ses af Figur 25 gælder også for bly at koncentrationen i udløbet i næsten alle tilfælde var højere i den østlige grøft hvor filterjorden var tilsat kalk, og ser man alene på udløbet fra øst, så er udløbskoncentrationerne her også overvejende lidt højere end indløbsprøverne, med undtagelse af én indløbsprøve. Mønsteret ligner det der var tilfældet for både DOC og P, og det bør overvejes om det er samme mekanismer, der er på spil.

Det ses desuden at stort set alle opløste koncentrationer i såvel indløb som udløb var under detektionsgrænsen på 0,5 µg/l. Pb er altså overvejende partikulært bundet.

Til sammenligning er grænseværdien for drikkevand på 5 µg/l, mens miljøkvalitetskravet (korttids) for overfladevande ifølge Bekendtgørelse 1022 af 25/08/2010 er på 2,8 µg/l. Bemærk dog at der er

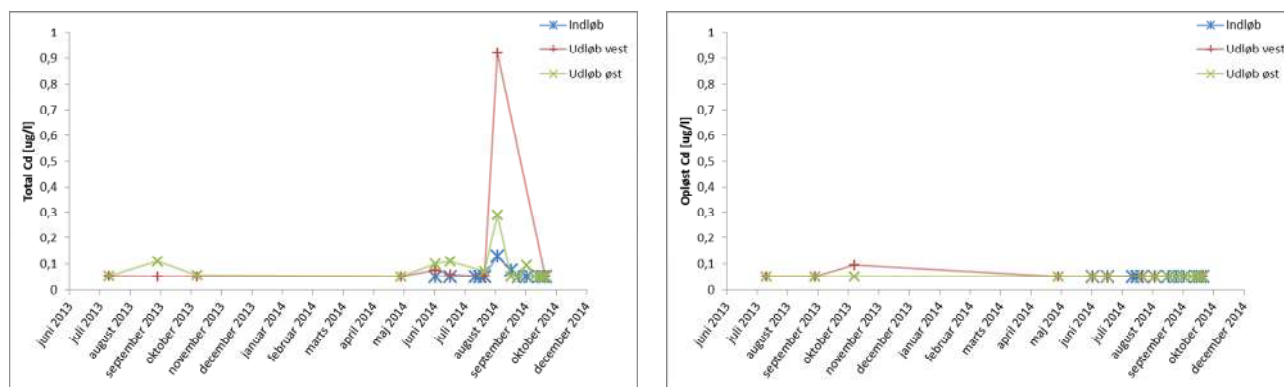
tale om opløste koncentrationer, i hvilket tilfælde ingen af de målte indløbs- eller udløbskoncentrationer giver anledning til bekymring. Der er dog flere af udløbsprøverne fra den østlige grøft, hvor den totale koncentration overskrider de 2,8 µg/l.

Cadmium (Cd)

De totale Cd-koncentrationer svinger fra under detektionsgrænsen på 0,05 til 0,13 µg/l i indløbsprøverne, mens de opløste koncentrationer alle er <0,05 µg/l (Tabel 13). De totale udløbskoncentrationer svinger fra <0,05 til 0,92 µg/l, mens de opløste svinger fra: <0,05 – 0,092 µg/l (Tabel 11-12). For både de totale og de opløste koncentrationer gælder dog at næsten alle målinger var lavere end detektionsgrænsen på 0,05 µg/l.

Til sammenligning er grænseværdien for drikkevand på 2 µg/l, mens miljøkvalitetskravet (korttids) for overfladevande ifølge Bekendtgørelse 1022 af 25/08/2010 svinger mellem <0,45 – 1,5 µg/l, afhængig af vandets hårdhed. Bemærk dog at der er tale om opløste koncentrationer, i hvilket tilfælde ingen af de målte indløbs- eller udløbskoncentrationer giver anledning til bekymring.

Med så lave indløbskoncentrationer er det naturligtvis ikke muligt at sige noget om filterjordens renseeffektivitet overfor Cd, men resultaterne tyder på at p-pladsen og bilerne på den ikke udgør nogen væsentlig kilde til Cd, ligesom jorden heller ikke afgiver nogen problematiske Cd-koncentrationer.



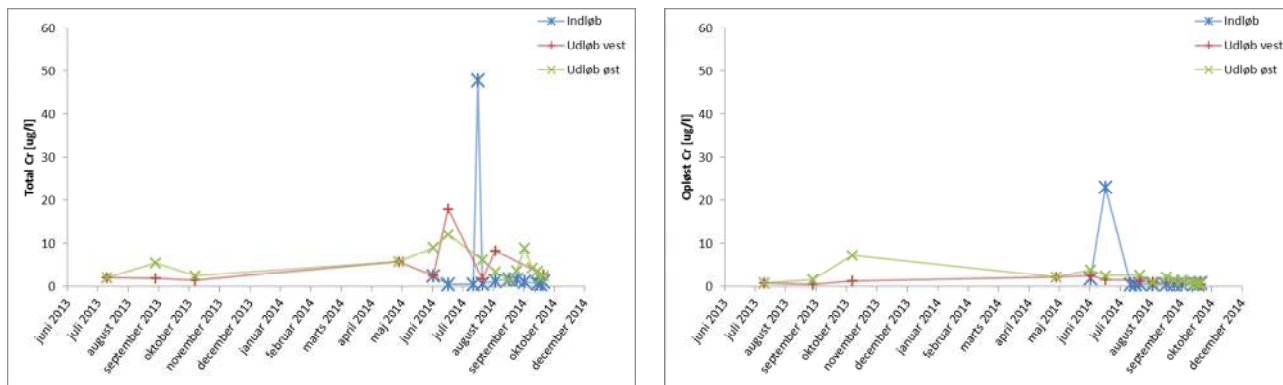
Figur 26. Total (venstre) og opløst (højre) Cadmium (Cd) målt i indløbs- og udløbsprøver i perioden august 2013 – oktober 2014.

Krom (Cr)

De totale Cr-koncentrationer svinger fra under detektionsgrænsen på 0,5 til 48 µg/l i indløbsprøverne, mens de opløste koncentrationer ligger fra <0,5 – 23 µg/l (Tabel 13). Dog var stort set alle prøver, på nær et par stykker, under detektionsgrænsen. De totale udløbskoncentrationer svinger fra 1,4 til 18 µg/l, mens de opløste er lidt lavere: <0,5 – 7,3 µg/l (Tabel 11-12).

Ses der bort fra de enkelte høje værdier, der stikker ud, så viser data, at der sker en lille tilførsel af Cr til drænvandet ved passage gennem filterjorden. Der er ikke umiddelbart forskel på udløbskoncentrationerne fra de to grøfter, som det har været tilfældet med andre parametre. De totale udløbskoncentrationer er generelt lidt højere end de opløste, hvilket indikerer, at en del af det lækkede Cr er bundet til partikler.

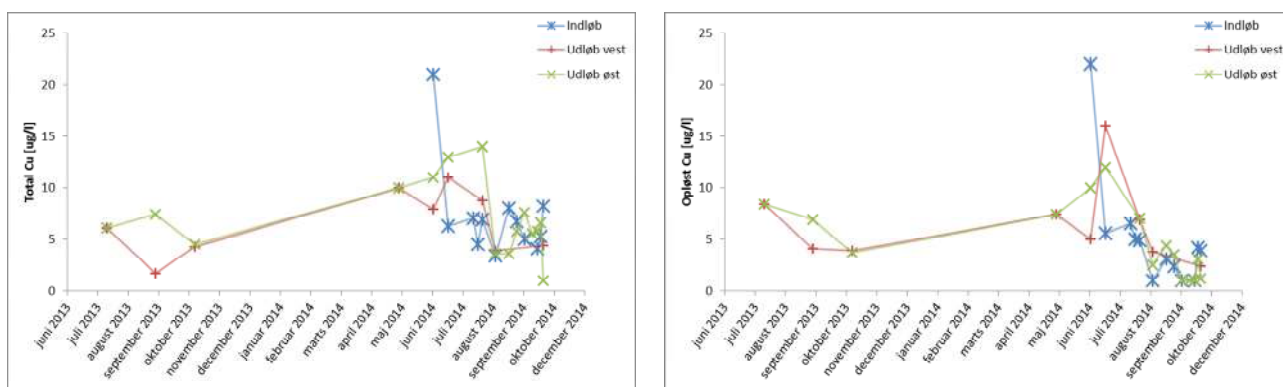
Til sammenligning er grænseværdien for total krom i drikkevand på 20 µg/l, mens miljøkvalitetskravet (korttids) for overfladevande ifølge Bekendtgørelse 1022 af 25/08/2010 er på hhv. 17 og 124 µg/l for Cr(VI) og Cr(III). Bemærk dog at der er tale om opløste koncentrationer, i hvilket tilfælde ingen af de målte indløbs- eller udløbskoncentrationer giver anledning til bekymring.



Figur 27. Total (venstre) og opløst (højre) Krom (Cr) målt i indløbs- og udløbsprøver i perioden august 2013 – oktober 2014.

Kobber (Cu)

De totale Cu-koncentrationer svinger fra 3,4 til 21 µg/l i indløbsprøverne, mens de opløste koncentrationer svinger fra under detektionsgrænsen på 1 µg/l til 22 µg/l (Tabel 13). De totale udløbskoncentrationer svinger fra <1 til 14 µg/l, mens de opløste ligger i cirka samme spænd: <1 – 16 µg/l (Tabel 11-12). At der både for indløbsprøverne og udløbsprøverne findes et eksempel på en prøve, hvor den opløste koncentration er højere end den totale, kan givetvis kun forklares med usikkerheder i forbindelse med prøvehåndtering og analyse på laboratoriet, men det er sandsynligvis også et resultat af, at der generelt er meget lille forskel på de totale og de opløste koncentrationer for Cu.



Figur 28. Total (venstre) og opløst (højre) Kobber (Cu) målt i indløbs- og udløbsprøver i perioden august 2013 – oktober 2014.

Bortset fra den første indløbsprøve fra juni 2014, så er både de totale og opløste indløbskoncentrationer forholdsvis ensartede, ligesom der ikke er stor forskel på koncentrationsniveauerne for total og opløst Cu.

Til sammenligning er grænseværdien for drikkevand på 100 µg/l, mens miljøkvalitetskravet (gennemsnitlig) for overfladevande ifølge Bekendtgørelse 1022 af 25/08/2010 er på maks. 12 µg/l. Bemærk at der er tale om opløste koncentrationer, men enkelte udløbskoncentrationer er dog på dette niveau.

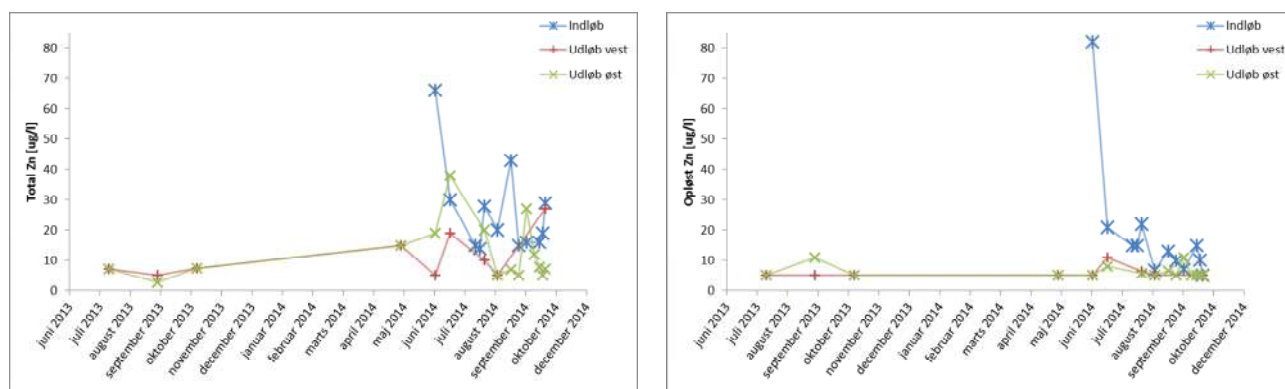
Der kan ikke påvises nogen egentlig renseeffekt af filterjorden overfor Cu, snarere antyder visse af punkterne på kurverne i Figur 28, at der faktisk tilføres en smule kobber til drænvandet fra jorden. Generelt er der heller ikke stor forskel på udløbskoncentrationerne mellem de to grøfter, dog er der, som det har været tilfældet for andre parametre, tendens til at koncentrationerne er lidt højere i den østlige grøft, hvor filterjorden blev tilsat kalk. Dette er dog ikke så udtalt som det var tilfældet med bly, fosfor og DOC.

Zink (Zn)

De totale Zn-koncentrationer svinger fra 14 til 66 µg/l i indløbsprøverne, mens de opløste koncentrationer svinger fra under detektionsgrænsen på 5 µg/l til 82 µg/l (Tabel 13). De totale udløbskoncentrationer svinger fra <5 til 38 µg/l, mens de opløste ligger lidt lavere: <5 – 11 µg/l (Tabel 11-12).

Til sammenligning er grænseværdien for drikkevand på 100 µg/l, mens miljøkvalitetskravet (korttids) for overfladevande ifølge Bekendtgørelse 1022 af 25/08/2010 er på maks. 8,4 µg/l, hvilket kun lige er over detektionsgrænsen for Zn i dette projekt. Bemærk at der er tale om opløste koncentrationer, hvilket betyder at kun få udløbsprøver er på dette niveau.

Bortset fra den første indløbsprøve fra juni 2014, så varierer både de totale og opløste indløbskoncentrationer forholdsvis ensartet omkring gennemsnittet. Den forhøjede opløste koncentration fra juni 2014, kan kun forklares med en forurening eller en forbytning af prøven ved håndtering i laboratoriet (samme prøve som varierede ulogisk for Cu).



Figur 29. Total (venstre) og opløst (højre) Zink (Zn) målt i indløbs- og udløbsprøver i perioden august 2013 – oktober 2014.

Ser man på gennemsnitskoncentrationerne, 90%-fraktilerne samt kurverne ind- og udløbskoncentrationerne, er der for zinks vedkommende indikationer af en egentlig reduktion i koncentrationerne fra indløb til udløb, mest tydeligt for de opløste koncentrationer. For de totale koncentrationer kan man dog sige, at denne indikation til dels skyldes den højere indløbskoncentration, der er målt i juni 2014.

Data indikerer, at der ikke er nævneværdig forskel på udløbskoncentrationerne i de to grøfter, som det er set for andre parametre.

Dokumentation for renseeffektivitet

På baggrund af de i alt 12 indløbsprøver og 24 udløbsprøver, som er blevet opsamlet fra pilotanlægget kan det helt generelt slutes, at indløbskoncentrationerne af samtlige tungmetaller er så lave, at det ikke er statistisk muligt at demonstrere en egentlig renseeffekt. Dvs. at de målte udløbskoncentrationer stort set ligger i samme lave størrelsesorden som indløbskoncentrationerne. Kun for zink er der antydninger af en egentlig reduktion i udløbskoncentrationer sammenlignet med indløbskoncentrationerne.

Det er naturligvis positivt, at der tilsyneladende ikke afvaskes problematisk forurening fra en større parkeringsplads som den ved SDU, men set ud fra projektets formål om at dokumentere filterjord som renseløsning, må det siges at være lidt ærgerligt.

I forhold til de lave indløbskoncentrationer hænger resultatet sandsynligvis sammen med følgende faktorer:

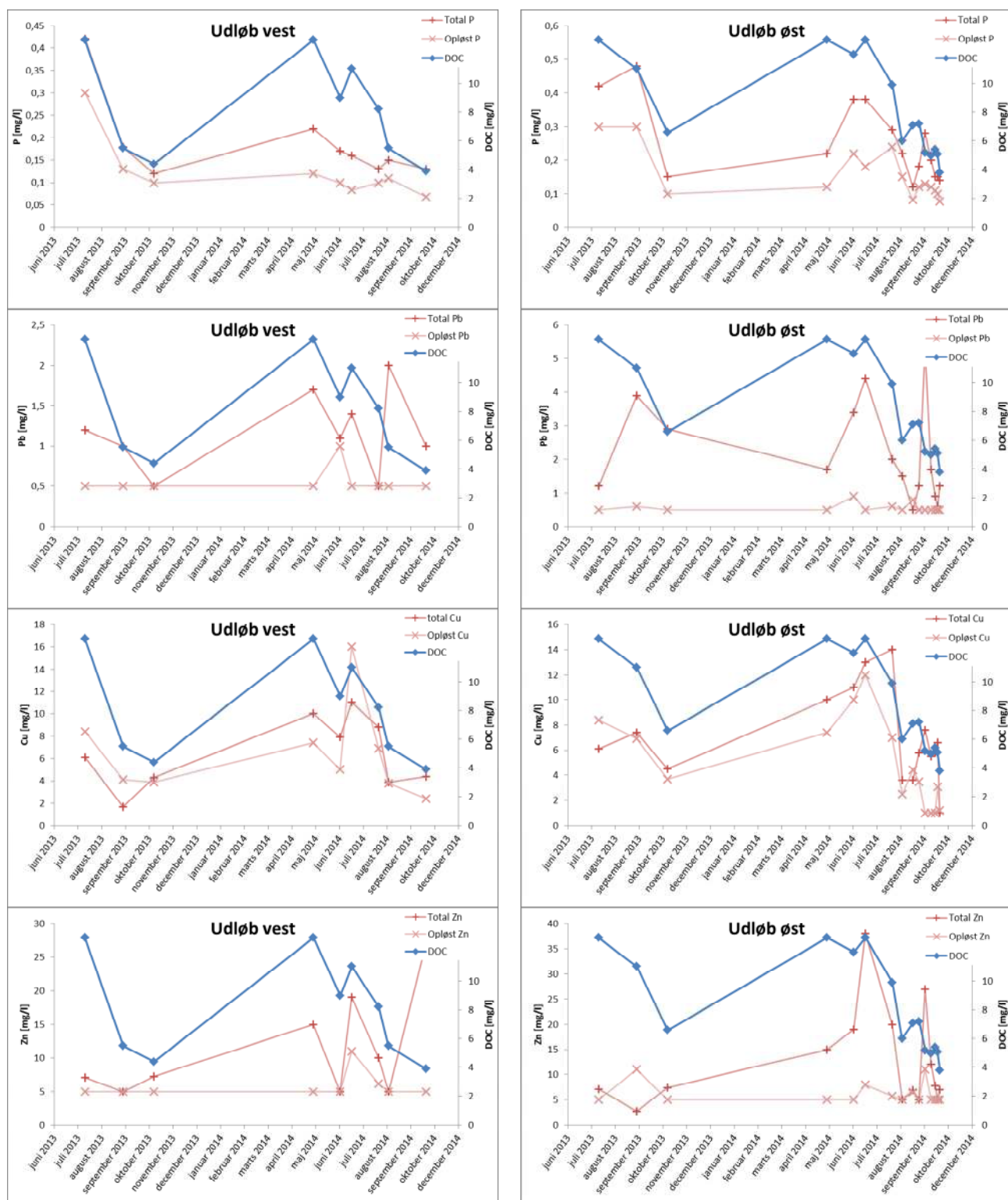
- 1) Parkeringspladsen er ruralt placeret, dvs. temmelig langt fra almindelige byaktiviteter.
- 2) Parkeringspladsen er meget lang og smal, og i og med der afvandes til begge sider af pladsen, er det ikke mange meter befæstet areal (typisk fra 0 - 8 meter) regnvandet er i kontakt med, inden det når rabatten og filterjorden.
- 3) Selvom p-pladsen ofte er mere eller mindre fyldt op med biler, er trafikafviklingen på p-pladsen forholdsvis afdæmpet, dvs. uden megen motortomgang, hårde opbremsninger eller accelerationer.

Effekten af tilsat kalk

Selvom der ikke umiddelbart kunne konstateres en signifikant forskel i filterjordenes pH mellem de to grøfter, så synes der alligevel at være en tendens at spore i forhold til effekten af kalktilsætningen. Først og fremmest synes der ikke at være nogen rensningsmæssig fordel i at tilsætte kalk, snarere tyder data på at der findes højere koncentrationer af visse stoffer i udløbet fra til det kalktilsatte filterjord sammenlignet med den almindelige. Det gælder specifikt for fosfor, DOC, bly og kobber.

Opløst organisk stof (DOC): en nøgleparameter

På trods af de lave indløbskoncentrationer og den deraf manglende dokumentation for filterjordens renseeffekt blev der alligevel gjort en meget vigtig observation i dette projekt, nemlig den dobbeltsidede effekt af det organiske materiale i filterjorden. Tabel 11 og 12 samt Figur 24 viser med al tydelighed, at der udvaskes organisk stof fra jorden, og at størrelsesordenen af denne afhænger af årstiden og den mikrobielle aktivitet. Det interessante er imidlertid, at det udvaskede organiske stof synes at være korreleret med mængden af fosfor, bly, kobber og til dels zink i udløbsprøverne (Figur 30). Lignende resultater er fundet i tidligere studier af tyske filterjorde, dog havde disse jorde fungeret i omkring 10 år inden undersøgelserne blev foretaget. Det er interessant at den samme tendens kan ses så tidligt i en filterjords levetid, som det er tilfældet i dette projekt, og derfor understreger disse resultater også, at jordens organiske stof er en nøgleparameter i forhold til at sikre og forbedre jordens renssevne, og det bør undersøges, hvordan jordens organiske stof bedre kan tilbageholdes og stabiliseres i jorden fremtiden.



Figur 30. Graferne for total og opløst fosfor, bly, kobber og zink vist sammen med den tilhørende graf for DOC for hhv. den vestlige (venstre) og den østlige (højre) grøft.

Opsamling og anbefalinger

- Analysen af retningslinjer for filterjord i andre lande peger på stor diversitet blandt anbefalinger. Generelt afspejler retningslinjerne ikke anvendelse af nyeste viden, men der fandtes eksempler fra Nordamerika, hvor det anbefales at filterjord opfylder visse krav med hensyn til ionbytningskapacitet samt indhold af jern- og aluminiumoxider, dvs. et mere direkte mål for jordens forventede renssegenskaber. I forhold til dansk kontekst kan lignende retningslinjer ses som værktøjer for myndighederne, som kan benyttes i tilfælde, hvor der er kendskab om meget forurenet vand, der skal håndteres, eller hvor der er særligt følsomme recipienter eller drikkevandsinteresser.
- Pilotanlægget ved Syddansk Universitet blev anlagt i 2011, men pga. diverse børnesygdomme og manglende erfaringer var det først i 2013 den egentlige monitorering af anlægget kom i gang.
- Prøvetagningssystemet med overskårne drænrør, opsamlingskasser i prøvetagningsbrøndene samt vandstandsmålinger med varsling over e-mail fungerede godt. Overvej mulighed for endnu større overflade til opsamling af gennemdrypsvand, idet der ofte skal 10-15 mm regn til at give tilstrækkelig vand i opsamlingskasserne.
- Nedbørsmålinger og vandstandsmålinger viser, at der over en periode på 6 måneder fra maj til oktober kun registreres omkring 17 % af nedbøren i faskinerne, hvilket tyder på at mere end 80% af vandet i denne periode tilbageholdes i den forholdsvis tørre filterjord, opsuges af planterne eller fordamper ved overfladen.
- Infiltrationsmålinger foretaget i 2012, 2013 og 2014 indikerer, at filterjordens permeabilitet over hele linjen er intakt og ligger i et fornuftigt leje omkring 10^{-5} m/s.
- På baggrund af analyserne af de opsamlede vandprøver giver dette projekt ikke anledning til bekymringer i forhold til anvendelse af filterjord. Dette skyldes overvejende, at der var for lave indløbskoncentrationer til at vurdere filterjordens rensende effekt. Generelt kan det siges at, såfremt der i fuldskala ønskes bedre dokumentation for filterjord, så bør der etableres lignende nedsivningsanlæg med filterjord på lokaliteter, hvor der kan forventes væsentlig højere indløbskoncentrationer.
- Vandets pH samt indhold af salte, fosfor og opløst organisk stof stiger typisk efter nedsivning gennem filterjorden. Bortset fra fosfor, så er dette et forventeligt resultat, da indløbsvandet typisk har lave koncentrationer og neutralt pH. Den forholdsvis høje tilførsel af fosfor skyldes sandsynligvis, at den eksisterende muldjord, som blev anvendt til blanding af filterjorden, var tidligere landbrugsjord med et højt fosforindhold.
- Det giver ikke umiddelbart bedre resultater at tilsætte kalk til filterjorden. Snarere kan der være indikationer på det modsatte, eksempelvis for DOC, fosfor, bly og Cu.
- Filterjordens organiske materiale synes at være en nøgleparameter for den overordnede funktion, idet mængden af opløst organisk stof i udløbsprøverne var korreleret med mængden af fosfor, bly, kobber og til dels zink i udløbsprøverne. Det bør derfor undersøges, hvordan jordens organiske stof bedre kan tilbageholdes og stabiliseres i jorden fremtiden.

Fra de praktiske og akademiske erfaringer, der er gjort i dette og andre projekter der involverer nedsivningsløsninger med filterjord, kan der gives følgende anbefalinger:

- Sørg for at jorden er ren i udgangspunktet, specielt med hensyn til Cd og Pb.

- Der bør tilstræbes et lavt fosforindhold i jorden, navnlig hvis drænvandet skal udledes til overfladevand. Vær særlig opmærksom på vækstmuld og tidligere landbrugsjord.
- Tjek grundvandsstanden i vinterhalvåret. Den bør være mindst 2 meter under terræn. Hvis ikke, så overvej om nedsivningsanlægget skal etableres med et dræn i bunden og dermed også fungere som et grundvandsdræn om vinteren.
- Vær omhyggelig med blanding af filterjorden. Den skal være så homogen som muligt. Køb det evt. færdigblandet hos en forhandler. Der findes efterhånden flere af slagsen.
- Undgå glitning ved udgravning af nedsivningsanlægget. Ret evt. op på det inden plastkassetter, skærver eller grus lægges i.
- Vær omhyggelig med vurderingen af nedsivningsevnen i området. Der kan være stor variation på nedsivningsevnen indenfor anlægsområdet såvel som før og efter anlægsarbejdet. Tænk i overløb/dræning hvis nedsivningsevnen er mindre end 10^{-6} m/s.
- Brug lette køretøjer ovenpå anlægget. Kompaktioner går langt ned i jorden og kan gøre uoprettelig skade i forhold til nedsivningsevnen af jorden under anlægget.
- Hvis der skal etableres græs eller anden vegetation ved såning, så sørg for at så på den rette årstid. Et enkelt kraftigt regnskyl kan forårsage voldsom erosion i den nyudlagte filterjord med det til følge, at frø og spirer mister fodfæstet.
- Tænk prøvetagningsmuligheder ind i designet af nedsivningsanlægget. Det er godt at kunne dokumentere kvaliteten af det vand, der forlader anlægget.
- Hvis der benyttes beton i konstruktionen af nedsivningsanlægget, så tjek at det overholder gældende standarder med hensyn til indholdet af krom. Det har før forårsaget forhøjede kromkoncentrationer i vandet.
- Hvis der er træer eller andre større plantevækster i eller omkring nedsivningsanlægget, så sørg for at få fjernet blade og grenaffald årligt, da det med tiden kan forårsage tilstopning af overfladen. Dette vil også være med til at mindske den potentielle udvaskning af organisk materiale på længere sigt.
- Vær opmærksom på at aktiviteter i forbindelse med andre anlægsprojekter, herunder kørsel med anlægsmaskiner, transport og opmagasinering af jord o.l. kan forårsage stor tilførsel af finpartikulært materiale, som kan forårsage tilstopning af filterjorden.