

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP



Forord

Denne masteroppgaven er avslutningen på min studietid ved Universitetet for miljø- og biovitenskap. Takk for meg.

Jeg vil gjerne takke:

Hovedveileder Tore Krogstad, for god veiledning og fine samtaler i hele skriveprosessen. Tore Krogstad bidro også under feltarbeidet høsten 2008. Biveileder Petter D. Jenssen for besvaring av spørsmål og deltakelse ved feltarbeidet.

Forskningsleder Trond Mæhlum og forsker Guro Hensel ved Bioforsk for korrekturlesing, tilgang på dokumenter og besvaring av spørsmål.

Avdelingsingeniør Johnny Kristiansen og overingeniør Grete Block ved Institutt for Plante- og miljøvitenskap for veiledning under vannkjemiske analyser, og sistnevnte for deltakelse under feltarbeidet. Ingeniør Kurt Johansen og avdelingsingeniør Solfrid Lohne ved Institutt for Plante- og miljøvitenskap for henholdsvis hjelp med forberedelse av vannkjemiske analyser og ICP-OES. PhD-stipendiat Manoj Panduy for deltakelse under feltarbeidet.

Takk til Asbjørn Tufto i Ringsaker kommune, Tore Bråten i Ringerrike kommune, Nils Erik Pedersen i HACO og Petter Arne Kjøølseth i Weber for utfyllende informasjon angående de undersøkte anleggene og vannprøveresultater.

Takk til Margunn, Gro og familien!

Aller mest takk til kjæresten min Eivind for korrekturlesing, gode diskusjoner og henting i barnehagen. Og til min Fantastiske Sigurd som sover hele natten og er en solstråle om dagen!

Ås, 15.05.2010

Kari Horgen Skjønsberg

Sammendrag

I denne studien har tre filterbedanlegg med horisontal strømming under overflaten blitt undersøkt. Filterbedanleggene, anlegg A, B og C, er dimensjonert for mottak av avløpsvann fra henholdsvis 2 husstander, 23 husstander og 2 hytter, 3 husstander og kafédrift.

Under feltarbeidet høsten 2008 ble filtermateriale tatt ut som ni søyler fra anlegg A og C, og tolv søyler fra anlegg B. Ved uttak av filtermateriale hadde anleggene eksistert i henholdsvis fem, fire og ni år. Søylene ble inndelt i 10 cm lange deler som tilsammen utgjorde 247 prøver. Det ble foretatt analyser av P, Ca, Mg, Fe og Al fra filtermaterialet. Ledningsevne, pH, total P, total N og TOC ble målt i vannprøver fra innløpet og utløpet. Vannprøver fra anleggenes totale driftstid ble analysert.

Levetiden til et filterbedanlegg er forventet å være 10-15 år. I følge beregninger basert på gjennomsnittlige fosforverdier funnet anrikt i anleggene, vil anlegg A og B ha en levetid på omlag 14 år. Den beregnede levetiden til anlegg C er fem ganger høyere enn maksimal forventet levetid. Dette viser, i tillegg til lav rensesprosent for fosfor, at anlegg C ikke fungerer optimalt.

De undersøkte anleggene viser en tendens til økende anrikning av fosfor mot bunnen. Basert på gjennomsnittlig utregning av fosfor i anleggene er det høyest anrikning ved innløpet i alle anleggene. Det er ikke påvist nedtransportering av små partikler av kalk, noe som viser at homogeniteten i filtermaterialet ikke har endret seg i driftsperioden.

Gjennomsnittlig maksimal dybde ved uttak av filtermaterialet var omlag 80 cm. For å kunne måle den faktiske mengden fosfor som er anrikt i anleggene må filtermateriale ned til den teoretiske bunnen av anleggene, som skal være ved 120 cm, analyseres.

Forventet rensesprosent for fosfor i filterbedanlegg er høyere enn 90 %. Maksimal tillatt utslippskonsentrasjon for fosfor er 1 mg l^{-1} i anlegg A og B, og $0,8 \text{ mg l}^{-1}$ i anlegg C. For anlegg A stiger fosforkonsentrasjonen i utløpet i femte driftsår, samtidig som høy rensesprosent opprettholdes. Dette kan tyde på at det blir tilført høyere andel fosfor enn tidligere. I anlegg B er fosforkonsentrasjonene under maksimalt tillatt utslipp og jevnt høy rensesprosent er opprettholdt, mens i anlegg

C stiger utløpskonsentrasjonen av fosfor etter sjetten driftsår til $3,5 \text{ mg l}^{-1}$. Rensprosenten for anlegg C synker til omlag 65 % etter at anlegget har eksistert i ti år.

For å få anleggene til å fungere optimalt er det viktig med kontinuerlig driftsoppfølging og vedlikehold. Tekniske enheter må kontrolleres, forfilter rakes, i tillegg til at prøvetaking med påfølgende analyser må gjennomføres.

Abstract

Three filter beds with horizontal subsurface flow are investigated in this study. The filter bed plants A, B and C are dimensioned for reception of wastewater from 2 households, 23 households and 2 cabins, 3 households and a café, respectively.

During the fieldwork in autumn 2008, samples of the filter media was collected from each plant. These samples consisted of nine columns from plant A and C and twelve from plant B. Analysis of the content of P, Ca, Mg, Fe and Al were performed. Conductivity, pH, Total P, Total N and TOC were measured from water samples from the inlet and the outlet.

By autumn 2008 plants A, B and C had existed for five, four and nine years, respectively. A filter bed has an expected lifespan from 10 to 15 years. Based on the analyzed data the lifespan of plant A and B are estimated to approximately 14 years. The estimated lifespan of plant C is five times higher than the maximum expected lifespan. This, in addition to low efficiency of phosphorous removal, leads to the conclusion that plant C is not working optimally.

All three plants show increasing fortification of phosphorous at increasing depths. The mean fortification of phosphorous is largest at the inlet of all three plants. The filter media is still quite homogeneous since the measured distribution of particles is almost uniform.

The efficiency of phosphorous removal in filter beds is expected to lie above 90 %. The maximum allowed outlet concentration of phosphorus is 1 mg l^{-1} for plants A and B and $0,8 \text{ mg l}^{-1}$ for plant C. Plant A shows a quite rapid increase in outlet concentrations of phosphorous in its fifth operating year. Still, the efficiency of phosphorus removal is kept at a high level. This may be due to increasing concentrations of phosphorus at the inlet. In plant B the phosphorus concentrations at the outlet are below the limit values and the efficiency of phosphorus removal are kept at a high level. In its sixth operating year, plant C shows an outlet concentration of phosphorus of $3,5 \text{ mg l}^{-1}$. After ten years of operation the efficiency of phosphorus removal for plant C reaches approximately 65 %.

Definisjoner

Absorpsjon	Stoffer som binder seg inni en partikkel.
Adsorpsjon	Stoffer som binder seg til overflaten av en partikkel.
Antall pe	Antall personekvivalenter.
Biofilm	Belegg av levende organismer på partikkeloverflate.
BOF	Biokjemisk oksygenforbruk - en prosess hvor mikroorganismer under forbruk av oksygen bryter ned organisk stoff til sluttproduktene vann og karbondioksid.
$d_{60}/d_{10} < 5,0$	Graderingstall ved kornfordeling.
Eutrofiering	Tilførsel av næringsstoffer som gir oppblomstring av alger.
Forfilter	Rensetrinn i filterbedanlegg, et aerobt filter med vertikal strømming.
Gråvann	Avløpsvann fra kjøkken, vaskerom og dusj.
Hovedfilter	Rensetrinn i filterbedanlegg, et anaerobt filter med horisontal strømming.
KOF	Kjemisk oksygenforbruk - et mål på mengde kjemisk nedbrytbart, organisk materiale i vann.
Konduktivitet	Et mål på elektrisk ledningsevne.
Ledningsevne	Andelen løste ioner i vannfase.
Patogene organismer	Organismer som frembringer sykdom.
Personekvivalent	Den mengden organisk stoff som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk over fem døgn (BOF_5) på 60 gram oksygen per døgn.

Resipient	Vann eller vassdrag som mottar utslipp av forurensninger.
Sorpsjon	Fellesnavn på adsorpsjon og absorpsjon.
SS	Suspendert stoff - partikulært materiale.
Svartvann	Avløpsvann fra toalett.
TKB	Termotolerante koliforme bakterier, for eksempel <i>Escherichia coli</i> .
TOC	Total organisk karbon

Innhold

Forord	i
Sammendrag	iii
Abstract	v
1 Innledning	1
1.0.1 Bakgrunn	1
1.1 Naturbasert renseteknologi	2
1.1.1 Konstruerte våtmarks- og filterbedanlegg	2
1.1.2 Dimensjonering av filterbedanlegg	3
1.2 Oppbygging av filterbedanlegg	4
1.2.1 Forbehandling	4
1.2.2 Forfilter	5
1.2.3 Hovedfilter	5
1.3 Hovedfraksjoner i avløpsvann	5
1.3.1 Fosfor, nitrogen og organisk materiale	6
1.4 Ulike filtermaterialer	8
1.5 Filtralite P	9
1.5.1 Renseprosesser	9
1.5.2 Betydning av pH i konstruerte filterbedanlegg	11
1.6 Filterbedanlegg i kaldt klima	11
1.7 Gjenbruk av filtermateriale	12
1.8 Hensikt, problemstilling og hypoteser	14
2 Metode	15
2.1 Områdebeskrivelse	15
2.2 Lokaltetene	15
2.3 Feltarbeid	16
2.3.1 Prøvetaking og lagring	17
2.3.2 Forbehandling av filterprøvene etter feltarbeid	18

2.3.3	Forbehandling av filterprøvene før analyse	18
2.3.4	Analyse av mengde finstoff	19
2.3.5	Kjemiske analyser av filterprøvene	19
2.4	Vannprøver	20
2.4.1	Observasjoner ved uttak av vannprøver	20
2.4.2	Kjemiske analyser av vannprøvene	20
2.4.3	pH	20
2.4.4	Konduktivitet	21
2.4.5	Total P	21
2.4.6	Total N	21
2.4.7	TOC	21
3	Resultat og diskusjon	23
3.1	Anrikning av fosfor i filterbedanlegg	23
3.1.1	Anrikt fosfor basert på filterprøver, P_{total}	24
3.1.2	Estimert fosfor basert på registrert vannmengde, $P_{vannm.}$	26
3.1.3	Estimert fosfor basert på dimensjonering, P_{dim}	27
3.1.4	Anleggenes levetid	28
3.1.5	Fosfor, kalsium og magnesium	29
3.1.6	Diskusjon av resultater	31
3.1.7	Kalsium i filterbedanlegg	33
3.1.8	Fordeling av partikler i filtermaterialet	34
3.1.9	Jern og aluminium	35
3.1.10	Observasjoner fra felt og behandling av filtermaterialet	36
3.2	Vannprøver	37
3.2.1	Ledningsevne og pH	37
3.2.2	Total fosfor	39
3.2.3	Total nitrogen	41
3.2.4	Total organisk karbon	42
3.2.5	Betydning av forfilteret	43
3.3	Erfaringer fra felt og arbeid med oppgaven	45
4	Konklusjon	47
A	Resultater fra ICP-analyse	55
B	Anlegg C	61
C	Vannprøver	63
D	Arbeidstegninger	67

Kapittel 1

Innledning

Denne oppgaven handler om rensing av avløpsvann ved bruk av konstruerte filterbedanlegg, med spesiell fokus på fjerning av fosfor. Konstruerte filterbedanlegg er en type naturbasert renseløsning med horisontal strømming under overflaten.

Fosfor (P) er et essensielt næringsstoff for alle organismer. Sammen med nitrogen (N) og kalium (K) er fosfor primærnæringsstoffer for planter. Rensing av avløpsvann er viktig for å hindre miljøfarlig utslipp til sårbare resipienter. Ved tilførsel av store mengder fosfor til ferskvann kan algeoppblomstring forekomme. Samtidig er fosfor en begrenset ikke-fornybar ressurs som det er stor etterspørsel etter på verdensbasis. Som følge av behovet for økt matproduksjon vil etterspørselen etter natur- og kunstgjødsel øke. I følge Cordell et al. (2009) vil 'peak-fosfor' oppstå i 2033, det vil si at tilgangen på mineralfosfor vil være mindre enn etterspørselen. Dette vil få store konsekvenser for produksjonen av mat på verdensbasis. I følge Grønlund (2010) kan fosforressursene være oppbrukt i løpet av omlag 100 år.

Ved å fjerne fosfor fra avløpsvann ved bruk av naturbaserte konstruerte renselanlegg kan fosfor, anriket i filtermaterialet, på sikt brukes i gjødsel eller som tilslag i jord (Kvarnström et al., 2004).

1.0.1 Bakgrunn

Denne oppgaven tar for seg renseseffekten til fosfor i tre ulike konstruerte filterbedanlegg i Østlandsområdet. Anleggene er bygget med slamavskiller, forfilter og hovedfilter for fosforrensing. Utgangspunktet for oppgaven var å undersøke renseseffekten for fosfor i anleggene og hvordan anriket fosfor fordelte seg i filteret både horisontalt og vertikalt.

1.1 Naturbasert renseteknologi

Hensikten med naturbasert renseteknologi er i størst mulig grad å utnytte naturens egne renseprosesser for å hindre miljøfarlig utslipp. Naturbasert renseteknologi omhandler biologiske rensesystemer som blant annet konstruerte våtmarksanlegg, fangdammer og infiltrasjonsanlegg. Spillvann fra husholdninger, industri, veier, jordbruk og flyplasser kan renses ved bruk av disse rensesystemene.

1.1.1 Konstruerte våtmarks- og filterbedanlegg

Konstruerte våtmarksanlegg har til hensikt å etterligne naturlig våtmarker og de renseprosesser som foregår der. For å få renselanleggene til å fungere optimalt, blir prefabrikerte enheter som pumper og rør bygget inn i anleggene (Gaut, 1999). I bunn og sidekantene skal renselanleggene være tettet med membranduk. Renselanleggene skal i utgangspunktet være enkle å drive, trenge lite vedlikehold og være kostnadseffektive (NKF & NORVAR, 2001).

I denne oppgaven brukes begrepet 'konstruert våtmarksanlegg' om rensesystem med planter. Filterbedanlegg er konstruerte renselanlegg uten planter. De tre vanligste typene konstruerte våtmarks- og filterbedanlegg er:

- Renselanlegg med overflatestrømning
- Renselanlegg med horisontal strømning under overflaten
- Renselanlegg med vertikal strømning under overflaten (Zhu, 1998; Adam, 2006).

Renselanlegg med overflatestrømning brukes ofte i forbindelse med avrenning fra landbruksområder og veier. Horisontal strømning under overflaten er det rensesystemet som benyttes i hovedfilteret i våtmarks- og filterbedanlegg. Disse anleggene er mindre utsatt for frost enn anlegg med overflatestrømning. I tillegg vil det være lengre kontaktid mellom jord og vann under overflaten, som er positivt for bindingsevnen til fosfor, fjerning av andre næringsstoffer og nedbeiting av mikroorganismer. I Norge benyttes ofte vertikal strømning under overflaten som et eget rensesystem i forfiltere tilknyttet våtmarks- og filterbedanlegg. Forfilter og hovedfilter vil bli nærmere omtalt i kapitlene 1.2.2 og 1.2.3.

I Norge er omlag 900 000 mennesker, det vil si 19% av befolkningen ikke tilknyttet kommunalt avløpsanlegg (SSB, 2000). I følge Heistad (2008) har halvparten av disse lokal renseløsning mens den andre halvparten har slamavskiller med lokalt utslipp. Tabell 1.1 viser en oversikt over ulike typer renselanlegg som kan benyttes i spredt bebyggelse.

Tabell 1.1: Antall små avløpsanlegg (<50 pe) i Norge per 2008 (SSB, 2009).

Avløpsanlegg	Antall
Direkte utslipp	12 255
Slamavskiller	153 577
Minirensanlegg (biologisk)	2 049
Minirensanlegg (kjemisk)	2 047
Minirensanlegg (kjemisk-biologisk)	6 490
Slamavskiller med infiltrasjon	104 384
Tett tank for svartvann ¹ (f.o.m 2004)	8 521
Biologisk toalett (f.o.m 2004)	363
Tett tank for alt avløpsvann	4 423
Konstruert våtmark ² (f.o.m 2004)	128
Tett tank for svartvann, gråvannsfiler (f.o.m 2004)	6 938
Biologisk toalett, gråvannsfiler (f.o.m 2004)	378

Det første våtmarksanlegget i Norge, Haugstein rensesepark i Enebakk kommune, ble bygget i 1991. Anlegget er dimensjonert for avløp fra to bolighus, det vil si 10 pe³. Haugstein rensesepark er bygget med slamavskiller, et sandfilter for forbehandling, et påfølgende tilplantet filter for nitrogenfjerning og deretter et filter for fosforfjerning (Mæhlum, 1993). I dag består filterbedanlegg ofte av en slamavskiller, et aerobt forfilter med vertikal strømming under overflaten og deretter et anaerobt hovedfilter med horisontal strømming under overflaten.

1.1.2 Dimensjonering av filterbedanlegg

Ved dimensjonering av filterbedanlegg bestemmer hydraulisk kapasitet bredden på anlegget. Den hydrauliske kapasiteten er utledet fra den hydrauliske ledningsevnen til det aktuelle filtermaterialet, anleggets tverrsnittareal og hydraulisk gradient (Kadlec & Wallace, 2009). Den hydrauliske ledningsevnen sier hvor mye vann filtermaterialet kan motta. Hydraulisk ledningsevne blir påvirket av kornstørrelse og kornform, sortering, lagringsfasthet og jordstruktur. Materialer som blir brukt i filterbedanlegg skal være isotrope⁴. Et isotropt og homogent materiale har som regel høyere konduktivitet enn dårlig sortert materiale som består av både små og

¹Svartvann; avløpsvann fra toalett. Gråvann; avløpsvann fra kjøkken, vaskerom og dusj.

²Inkludert filterbedanlegg.

³En pe er lik en personekvivalent, det vil si gjennomsnittlig utslipp fra et menneske (NKF & NORVAR, 2001).

⁴Et isotropt materiale har samme fysiske egenskaper i alle retninger.

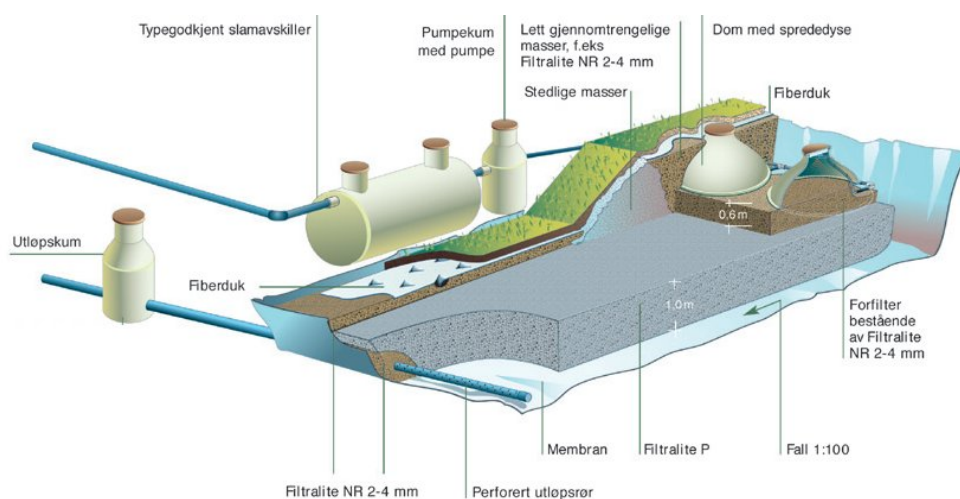
store kornfraksjoner⁵. Svartvann krever filtermateriale med høyere hydraulisk ledningsevne enn gråvann. Darcys lov (Kadlec & Wallace, 2009) om vannstrømning i jord brukes når man skal beregne innløpslengden av filterbassenget,

$$F = \frac{Q}{Ki}, \quad (1.1)$$

hvor F er tverrsnittareal, Q er hydraulisk kapasitet, K er hydraulisk ledningsevne og i er hydraulisk gradient.

1.2 Oppbygging av filterbedanlegg

Figur 1.1⁶ viser hvordan et filterbedanlegg er bygd opp. Nedenfor følger en beskrivelse av de ulike rensekomponentene i et filterbedanlegg.



Figur 1.1: Ulike anleggskomponenter til et filterbedanlegg (Kjølseth, se fotnote).

1.2.1 Forbehandling

Forbehandling av avløpsvannet skjer som oftest i en slamavskiller. Her blir fast materiale som bunnslam og flyteslam holdt tilbake. I Norge har slamavskillere for eneboliger vanligvis tre kamre og størrelse på 4 m³. En slamavskiller fjerner substanser som vil være uheldig å få inn i senere rensetrinn. Fra slamavskilleren føres avløpsvannet videre til et forfilter.

⁵Sorteringsgraden til filtermaterialet bør være $d_{60}/d_{10} < 5,0$ (NKF & NORVAR, 2001)

⁶Figuren har blitt tilsendt av Petter Arne Kjølseth. Produktsjef, Weber-Norge.

1.2.2 Forfilter

Forfilteret er et biofilter med filtermateriale i størrelse 2-4 mm. Anbefalt dybde er 60 cm og størrelse er $1-2 \text{ m}^2 \text{ pe}^{-1}$ (NKF & NORVAR, 2001). I forfilteret skal det være aerobe forhold med vertikal umettet strømming. Hensikten med et forfilter er blant annet å tilføre oksygen til renseprosessene slik planter skal gjøre i et våtmarksanlegg (NKF & NORVAR, 2001). I tillegg skjer det nedbrytning av organisk materiale og nitrifikasjon for å oppnå optimal rensing i hovedfilteret (Mæhlum & Jenssen, 2003). Forfilteret har også god evne til å fjerne parasitter og patogene organismer.

Oppholdstiden i forfilteret er ment å være mindre enn ett døgn. Forsøk viser at hvis oppholdstiden i forfilteret med vertikal strømming bare er noen timer, gir det mest effektiv fjerning av KOF, BOF⁷ og NH₄-N (Mæhlum & Jenssen, 2003).

Et forfilter kan brukes alene dersom det ikke er krav til fosforrensing eller det kun er gråvann som skal renses (NKF & NORVAR, 2001).

1.2.3 Hovedfilter

Hovedfilteret bygges ved at lettklinker i størrelse 0-4 mm legges ut over et utgravd basseng med tett bentonittmembran i bunnen og sidekantene. Anbefalt dybde er 90-120 cm. Filtermateriale kan dekkes med lettklinker, størrelse 10-20 mm, fiberduk og et jordlag på minimum 40 cm for isolasjon (NKF & NORVAR, 2001). Lettklinker er en type filtermateriale som vil bli nærmere omtalt i kapittel 1.5.

I hovedfilteret er det anaerobe forhold med horisontal mettet strømming. Fjerning av fosfor skjer hovedsakelig i hovedfilteret ved hjelp av prosesser omtalt i kapittel 1.5.1. Oppholdstiden i hovedfilteret er anbefalt å være ti døgn, men varierer mellom hvert enkelt anlegg. Størrelsen på anlegget og vannbelastning er to faktorer som påvirker oppholdstiden.

1.3 Hovedfraksjoner i avløpsvann

Avløpsvann, svartvann og gråvann, inneholder ulike næringsstoffer og fragmenter. Organisk materiale, suspendert stoff⁸ (SS) og patogene organismer, og næringsstoffene fosfor (P) og nitrogen (N) er de fraksjonene som oftest ønskes fjernet (Kadlec & Wallace, 2009).

Tilførsel av næringsstoffer til ferskvann kan føre til eutrofiering⁹. I Norge er det spesielt fokus på rensing av fosfor, siden fosfor ofte er det begrensende

⁷KOF; kjemisk oksygenforbruk. BOF; biokjemisk oksygenforbruk

⁸Partikulært materiale

⁹Økt planteproduksjon som følge av økt tilførsel av næringsstoffer, algeoppblomstring.

næringsstoffet for algeoppblomstring i ferskvann. I noen sammenhenger kan nitrogen også være begrensende faktor, dette gjelder blant annet i enkelte fjellvann (Elser et al., 2009). Høyt oksygenforbruk er nødvendig for nedbrytning av alger, i tillegg til at ammonium (NH_4^+) også forbruker oksygen i resipienten¹⁰ (Søvik & Mørkved, 2007). Dette kan føre til mangel på oksygen og påfølgende fiskedød. Algeoppblomstring kan også føre til produksjon av giftige alger som forringer vannkvaliteten både som drikkevann og badevann.

1.3.1 Fosfor, nitrogen og organisk materiale

Fosfor og nitrogen kommer i hovedsak fra svartvannet. Hovedandelen av fosfor og nitrogen finnes i urin (Heistad, 2008). Organisk materiale finnes i form av blant annet matrester og fekalier.

Forventet renseevne for fosfor, nitrogen, organisk materiale og termotolerante koliforme bakterier (TKB) i våtmarksfiltre med slamavskiller og forfilter vises i tabell 1.2. For å fastslå andel organisk materiale i avløpsvannet, kan biokjemisk oksygenforbruk (BOF), kjemisk oksygenforbruk (KOF) eller total organisk karbon (TOC) måles. Forventet renseevne for TOC i filterbedanlegg er 80 % (Yri et al., 2006). TOC vil bli omtalt nærmere i kapittel 3.2.4.

Tabell 1.3 viser en oversikt over typiske konsentrasjoner for fosfor, nitrogen, organisk materiale målt som BOF og TKB som blir tilført våtmarksanlegget. Måling av avløpsvann blir ofte utført ved utløp av slamavskiller, hvor omlag 5-10 % av total fosfor og total nitrogen blir fjernet. Tabell 1.4 viser en oversikt over hvor mye fosfor, nitrogen og organisk materiale, en person i gjennomsnitt produserer i løpet av et døgn.

Tabell 1.2: Forventet renseevne i konstruerte våtmarksanlegg, med slamavskiller og forfilter, og typiske utslippskonsentrasjoner (NKF & NORVAR, 2001).

Parameter	Renseevne	Utslippskonsentrasjon
Total P	>90 %	<1 mg l ⁻¹
Total N	>50 %	<30 mg l ⁻¹
BOF	>90 %	<20 mg l ⁻¹
TKB	>99 %	<10 000 TKB l ⁻¹

¹⁰Vann som mottar utslipp av forurensninger.

Tabell 1.3: Typiske innløpskonsentrasjoner for mindre renselanlegg (<50 pe). Målt ved utløp fra slamavskiller (Yri et al., 2006).

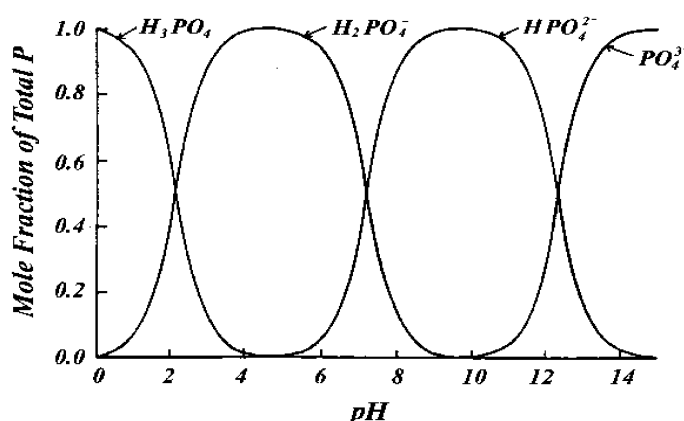
Parameter	Konsentrasjon
Total P	8 - 11 mg l ⁻¹
Total N	60 - 78 mg l ⁻¹
BOF	200 - 260 mg l ⁻¹
TKB	1 - 20 millioner 100 ml ⁻¹

Tabell 1.4: Andel Total P, Total N og organisk materiale et menneske produserer i løpet av en dag (Yri et al., 2006).

Parameter	Produksjon g pe ⁻¹ d ⁻¹
Total P	1,6
Total N	12
Organisk materiale _{BOF}	46

Fosfor

Fosfor finnes i hovedsak som ulike fosfater avhengig av pH og organisk bundet fosfor. Figur 1.2 viser hvordan fosfatformer endrer seg som følge av pH. Fosforsyren, H₃PO₄, forekommer ved veldig lav pH og dissosierer til ulike fosfatformer når pH endrer seg. Ved pH 5-7 finnes fosfat som H₂PO₄⁻ og HPO₄²⁻ som er plantetilgjengelige uorganiske syrer. PO₄³⁻ finnes ved høy pH og forekommer ikke så ofte i vanlig jordsmonn (Brady & Weil, 2004).

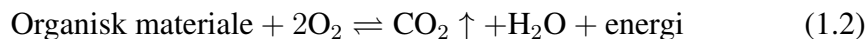
**Figur 1.2:** Andel av forskjellige fosfatformer som en funksjon av pH (Holtan et al., 1988).

Nitrogen

Nitrogen finnes i avløpsvann hovedsakelig som ammonium. I tillegg finnes nitrogen som oppløst ammoniakk (NH_3), og som organisk bundet nitrogen, det vil si i stoffer som aminosyrer, urea og urinsyre (Kadlec & Wallace, 2009). Utslipp av ammoniakk er giftig for fisk. Nitritt (NO_2^-) og nitrat (NO_3^-) kan ved store konsentrasjoner medføre helsefare for mennesker. På tross av dette er det kun unntaksvis krav til rensing av nitrogen i mindre rensesanlegg (<50 pe) i Norge.

Organisk materiale

Nedbrytning av organisk materiale skjer hovedsakelig ved dekomponering ved mikrobielle prosesser under aerobe og anaerobe forhold (Kadlec & Wallace, 2009). I tillegg fjernes organisk materiale ved sedimentering og filtrering ved horisontal strømming i forfilteret (Vymazal & Kropfelova, 2009). Organisk materiale og bakterier danner en biofilm¹¹ som fester seg som en hud på partikler i filtermateriale. Biofilmen kan i følge Mæhlum & Jenssen (2003) redusere sorpsjon av fosfor. Det er derfor viktig at organisk materiale blir fjernet i forfilteret. Høyt innhold av organisk materiale kan også redusere permeabiliteten til vannet gjennom filtermassen (Brady & Weil, 2004). Ligning 1.2 viser hvordan organisk materiale blir brutt ned ved tilgang på oksygen.



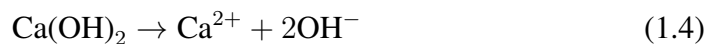
1.4 Ulike filtermaterialer

Det er gjort forsøk for å se hvordan temperatur, pH, materialstørrelse og oppholdstid spiller inn på renseseffekten til ulike materialtyper (Zhu et al., 2003). Materialer som er blitt testet ut er naturlig sand, lettklinker med ulike kjemiske kvaliteter, grus, skjellsand, biprodukter fra gruvedrift, kalkstein og zeolitt (Zhu, 1998). De viktigste egenskapene til filtermaterialet er at det har god hydraulisk ledningsevne og god evne til å adsorbere fosfor (Zhu et al., 1997). I følge Roseth (2000) er de høyeste verdiene som er målt med hensyn til bindingskapasitet i skjellsand, 17 g kg^{-1} . Til sammenligning har vanlig jord, avhengig av jordtype en bindingskapasitet på $0,05\text{-}1,5 \text{ g kg}^{-1}$ (Jenssen et al., 2006). Blant de undersøkte materialtypene har man i Norge kommet fram til Filtralite P, en type lettklinker, som et godt egnet filtermateriale.

¹¹Belegg av levende organismer på partikkeloverflater

1.5 Filtralite P

Maxit Leca Rælingen produserer lettklinker som brukes som filtermateriale i filterbedanlegg i Norge. Lettklinker er leire som har gått gjennom en tørke- og brenneprosess ved 1150-1200°C. Gjennom fremstillingsprosessen blir leire ekspandert til et kuleformet granulat med porøs kjerne. Under produksjonen blir det tilsatt 10-15 % dolomitt ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) (Krogstad¹² pers.med), (Heistad, 2008). Dolomitt er et kalsium magnesium karbonat som dannes av karbonatavsetninger (Tarbuck & Lutgens, 2005). Ved oppvarming av dolomitt blir kalk (CaO) og periklas (MgO) dannet. Kalsiumoksid (CaO) dissosierer i vann og danner alkaliske forhold (Zhu et al., 1997). Siden CaO er veldig reaktivt vil det reagere med luftfuktighet og danne portlanditt ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), et kalsiumhydroksidmineral (Jørgensen, 1997). Reaksjonsligningene 1.3 og 1.4 viser hva som skjer når CaO reagerer med vann.



Reaksjoner som skjer mellom leire og dolomitt i oppvarmingsprosessen vil føre til heving av pH når materialet reagerer med vann i anlegget (Jenssen & Krogstad, 2003). I begynnelsen av anleggets driftstid vil pH i anlegget være høyere enn 12 (Jenssen et al., 2005).

Filtralite P er utviklet spesielt for bruk i konstruerte våtmarks- og filterbedanlegg (Zhu, 1998). Lettklinker i konstruerte filterbedanlegg gir god permeabilitet, god hydraulisk ledningsevne, høy porøsitet og stor bindingsoverflate (Maxit, 2007). Lettklinker fungerer også som isolering over filtermaterialet.

Levetiden til et renseanlegg bestående av Filtralite P er estimert til å være 10-15 år avhengig av belastningen (Jenssen et al., 2005).

1.5.1 Renseprosesser

Renseprosessene av avløpsvann i filterbedanlegg kan deles inn i følgende rensetrinn:

- Fysiske og mekaniske prosesser
- Biologiske prosesser
- Kjemisk prosesser

¹²Tore Krogstad. Professor ved IPM, UMB

De **fysiske og mekaniske prosessene** skjer hovedsakelig i slamavskiller. Om lag 95% av flyteslam og sedimenterbart slam blir skilt ut fra avløpsvannet i slamavskilleren. Fysiske prosesser skjer også i forfilter og hovedfilter hvor partikler filtreres eller blir sedimentert.

Biologiske prosesser er planteopptak og nedbeiting av organisk materiale (Adam, 2006). Hovedfunksjonen til plantene i et konstruert våtmarksanlegg er transport av oksygen til rensesystemet gjennom røttene (Kadlec & Wallace, 2009). Tilførsel av oksygen har positiv virkning på både biologiske og kjemiske prosesser (Olsen, 2001). Fosforopptaket skjer i størst grad tidlig i vekstsesongen og avtar mot høsten. I frostperioder frigis fosfater fra plantene ved nedbryting av plante-materiale og utlekking av næringsstoffer ved fryse- og tineperioder (Bechmann et al., 2005). Plantenes opptak av fosfor er lavt, og har liten verdi for fjerning av fosfor (Arias et al., 2003; Jenssen & Mæhlum, 1992). Fosforopptak i plantene kan ha en renseseffekt dersom vegetasjonen fjernes (Olsen, 2001). Biomassen kan brukes til fôr, kompost eller isolasjon over rensaneanlegget (Lantzke et al., 1998).

Nitrogen og organisk materiale fjernes hovedsakelig ved biologiske prosesser i form av mikrobiell aktivitet (Kadlec & Wallace, 2009). Biologisk fjerning av nitrogen skjer ved nitrifikasjon i forfilteret og ved denitrifikasjon i hovedfilteret. Ulike bakterier omdanner ammonium (NH_4^+) til nitrat (NO_3^-). Deretter omdanner andre bakteriegrupper nitraten trinnvis til lystgass (N_2O) og nitrogengass (N_2) ved denitrifikasjon. I forfilteret skjer det også en nedbrytning av organisk materiale ved mikrobiologisk aktivitet, aerobe prosesser, og sedimentering av partikler (Mæhlum & Stålnacke, 1999). Organisk materiale kan i følge Holtan et al. (1988) påvirke fosforsorpsjon ved enten selv å binde fosfor eller ved å oppta bindingssetene til fosfor på uorganiske partikler.

Biologiske prosesser sørger også for fjerning av patogene organismer (Jenssen et al., 2005).

Den viktigste rensesprosessen for fosfor i filterbedanlegg er **kjemisk rensing** ved adsorpsjon og utfelling (Adam, 2006). Kjemiske forhold som påvirker fjerning av fosfor er pH, innhold av kalsium, aluminium og jern og redokspotensialet. I tillegg kommer fysiske forhold som kornfordeling, temperatur og strømningsforhold (Jenssen & Krogstad, 2003).

Reaksjonsligningen 1.5 viser hvordan kalsium og fosfat opptrer i kontakt med vann. Når fosfor reagerer med kalsium i dissosiert form vil fosfor felles ut som hydrokisyapatitt, $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$ (Zhu et al., 1997). Fosfor kan også felles ut med kalsium som kalsiumfosfat, dikalsiumfosfat, betatrikalsiumfosfat og oktakalsiumfosfat (Reddy et al., 2005). I filterbedanlegg med bruk av siste generasjons Filtralite P, felles fosfor hovedsakelig ut med kalsium.



1.5.2 Betydning av pH i konstruerte filterbedanlegg

Surhetsgraden påvirker biologiske og kjemiske prosesser som skjer i jorda (Brady & Weil, 2004). På grunn av høy pH i konstruerte filterbedanlegg vil fosfor finnes som PO_4^{3-} de første årene av anleggets eksistens, se figur 1.2. Etter hvert som fosfor felles ut med kalsium vil pH i anlegget synke.

Jern, aluminium og kalsium

I filterbedanlegg binders fosfat hovedsakelig til løste Ca^{2+} -ioner i vannfasen. Ved overskudd av positive overflateladninger kan fosfor også bindes til jern- og aluminiumoksider. Høyt innhold av leire og mineraler i filtermaterialet øker bindingskapasiteten til fosfor (Reddy et al., 2005). Jern og aluminium finnes naturlig i det opprinnelige leirmaterialet.

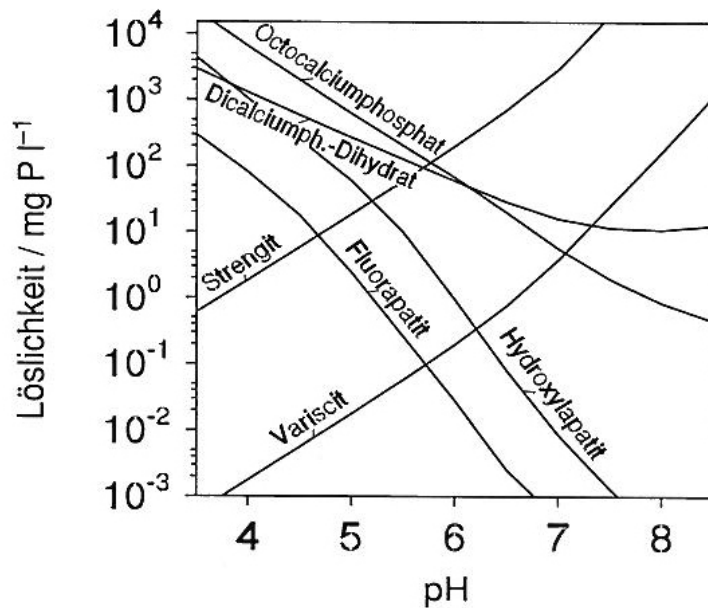
Figur 1.3 viser løseligheten til ulike jern-, aluminium- og kalsiumfosfater avhengig av pH. Variskitt er et aluminiumfosfat-mineral ($\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) og strengt et jernfosfat-mineral ($\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Når pH stiger vil jern og aluminium ha større løselighet. Fosforbindingsevnen til jern og aluminium vil likevel være avtagende på grunn av konkurranse med Ca^{2+} -ioner som har god evne til å binde fosfor ved høy pH. Jern- og aluminiumoksider er stabile ved sure forhold. Ved $\text{pH} < 7,5$ skjer utfelling med jern- og aluminiumfosfater. Kalsiummineraler er stabile ved alkaliske forhold og ved $\text{pH} > 7,5$ vil kalsiumfosfater dominere (Brady & Weil, 2004). Ved høy pH bindes fosfor sterkt til kalsium og ved $\text{pH} 8$ er kalsiumfosfat uløselig (Adam et al., 2005). Når pH synker vil kalsiumfosfatene ha større løselighet.

Hvis pH synker til under 7,5 kan fosfor løses fra kalsiumbindingen og utlekking av fosfor kan forekomme. I følge Krogstad (pers.med) vil dette mest sannsynlig ikke skje. Hvis det likevel skulle bli nødvendig å heve pH, må anleggene kalkes.

1.6 Filterbedanlegg i kaldt klima

I Norge, hvor det i perioder kan være frost, blir filterbedanlegg konstruert større og dypere, slik at vannets oppholdstid blir lengre enn i varmere strøk (Mæhlum & Jenssen, 2003; Zhu, 1998). Anbefalt størrelse på hovedfilteret bør være $7-9 \text{ m}^2 \text{ pe}^{-1}$ for samlet rensing av svartvann og gråvann, og $2-3 \text{ m}^2 \text{ pe}^{-1}$ for rensing av gråvann (NKF & NORVAR, 2001). I tillegg anbefales bruk av forfilter, som på grunn av aerobe forhold gir tilførsel av oksygen til rensesystemet.

For å beskytte mot frost i filterbedanlegg anbefales dybden på hovedfilteret å være 90-120 cm. I tillegg anbefales vannstanden å være 10 cm under filteroverflaten. For isolasjon over filterflaten anbefales lettklinker størrelse 10-20 mm og et



Figur 1.3: Ulike jern-, aluminium- og kalsiumfosfater som en funksjon av pH (Scheffer & Schachtschabel, 2008).

overliggende jordlag på omlag 40 cm (Jenssen et al., 1996; Mæhlum & Jenssen, 2003).

Den kritiske perioden i forhold til frost er rett før snøen legger seg (Mæhlum & Jenssen, 2003). I følge Reddy et al. (2005) er fjerning av fosfor fra anlegg i kaldt klima høyere om våren og høsten enn om vinteren og sommeren. Lav temperatur om vinteren fører til at biologiske prosesser går langsommere. For kjemiske prosesser har temperatur liten innvirkning, da disse i utgangspunktet er hurtige prosesser. Det er ikke funnet tegn på at anlegg i kaldt klima ikke fungerer tilfredsstillende.

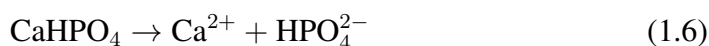
1.7 Gjenbruk av filtermateriale

Fosfor er en ikke-fornybar knapphetsressurs. Hoveddelen av verdens fosforlager i form av fosfatsteingruver finnes i Marokko, Vest-Sahara, Kina og USA. I Norge er fosfor som blir brukt i gjødsel hovedsakelig importert fra Kolahalvøya. Dagens kjente fosforforekomster vil antakeligvis vare under 100 år (Grønlund, 2010) kanskje bare 20-30 år (Jenssen¹³ pers.med). I følge Cordell et al. (2009) vil 'peak-fosfor' komme i 2033.

¹³Petter. D Jenssen. Professor ved IPM, UMB

Det må skje en endring angående holdningen til bruk av fosfor på verdensbasis. Overforbruket i forbindelse med gjødsling må reduseres, samtidig må husdyrgjødsel og avløpsvann resirkuleres på en slik måte at fosfor blir bedre utnyttet. Det er forventet at levetiden til et konstruert filterbedanlegg vil være 10-15 år. Tanken er at når filtermaterialet har nådd maksimum sorpsjonskapasitet vil det kunne brukes som jordforbedrende fosfortilslag (Mæhlum¹⁴ pers.med).

Filtermaterialet som blir brukt i konstruerte filterbedanlegg i Norge består ofte av lettklinker tilsatt dolomitt. Når kalsiumbundet fosfat tilsettes jord med lav pH, vil fosfatet løse seg fra kalsiumet og bli plantetilgjengelig. Plantetilgjengelig fosfor er i form av fosfatene HPO_4^{2-} og H_2PO_4^- . Reaksjonsligning 1.6 viser hva som skjer når kalsiumbundet fosfat frigjøres. I følge Jenssen et al. (in prep) har brukt filtermateriale vist god gjødseffekt.



Før filtermaterialet kan resirkuleres må det undersøkes for innhold av tungmetaller og patogene organismer. Det er grenseverdier bestemt av mattilsynet som avgjør om filtermateriale kan gjenbrukes. I Norge er mattilsynet tilsynsorgan for kontroll rundt lagringsforhold og kvalitet på gjødselvarer med organisk opphav. I følge Paruch et al. (2007) tilfredsstiller innholdet av tungmetaller og bakterier klasse I slam¹⁵. Det er foreløpig ikke kommet noen klarhet i hvor lenge materialet må lagres før videre bruk.

I følge gjødselvarerforskriften LMD (2003) er formålet med forskriften 'å sikre tilfredstillende kvalitet på produkter som omfattes av forskriften, forebygge forurensingsmessige, helsemessige og hygieniske ulemper med tilvirkning, lagring og bruk av gjødselvarer, mv. av organisk opphav og legge til rette for at disse produkter kan utnyttes som en ressurs'.

¹⁴Trond Mæhlum. Forskningsleder, Bioforsk.

¹⁵Se www.mattilsynet.no for nærmere informasjon om klasse I slam.

1.8 Hensikt, problemstilling og hypoteser

Hovedhensikten med denne oppgaven er å forsøke og måle hvor mye fosfor som er anrikt i tre ulike konstruerte filterbedanlegg.

I: Hvor i filtermaterialet vil hovedandelen av fosfor være anrikt? Det er forventet at små partikler av kalk og leire vil transporteres med vannstrømmen og legge seg mot bunnen av anlegget. Små partikler har større spesifikk overflate og derfor bedre evne til å binde fosfor. Det forventes dermed en anrikning av fosfor mot bunnen av filterbedanleggene.

II: Samsvarer anleggenes estimerte levetid på 10-15 år med den reelle levetiden til de undersøkte anleggene?

III: De tre anleggene har vært i drift i forholdsvis kort tid. Ut fra dette er det forventet at utslippskonsentrasjonene fortsatt oppfyller aktuelle rensekrav og at filterbedanleggene fortsatt har stort potensiale til å binde fosfor.

Kapittel 2

Metode

2.1 Områdebeskrivelse

De tre undersøkte renseanleggene ligger i tilknytning til Hvitsten gård i Hobøl kommune (anlegg A), Gunnerenga i Ringerike kommune (anlegg B) og Bogstad gård i Oslo kommune (anlegg C). I tabell 2.1 er en oversikt over de tre ulike anleggene. Vedlegg D viser byggetegninger av anlegg A, B og C.

2.2 Lokaltetene

Lokalitetene for feltarbeidet og prøvetaking ble valgt i samarbeid med veiledere og forskningssjef Trond Mæhlum fra Bioforsk. Anleggene ble hovedsakelig valgt på grunn av beliggenhet, driftstid og tilgjengelig informasjon. Anlegg A mottar avløpsvann fra 2 husstander og ligger i tilknytning til nedbørfeltet Morsa. Anlegg B mottar avløpsvann fra 23 husstander og 2 hytter. Både anlegg A og B ligger i et jordbruksområde, hvor utløpsvannet ender i henholdsvis en lukka bekk og bekk. Anlegg C mottar avløpsvann fra i hovedsak 3 husstander og kafédrift. Anlegget ligger i tilknytning til et tur- og rekreasjonsområde. Utløpet ender i Bogstadvannet som ligger 40 meter fra utløpskummen til anlegget.

Sammen med seniorkonsulent Jens Christian Køhler fra Bioforsk ble det foretatt befaring av anleggene. Dette ble gjort for å kartlegge nøyaktig hvor filterbedanleggene lå, for å stadfeste antallet prøver som skulle samles inn og hvor hver enkelt prøve skulle tas.

Tilgjengelig informasjon omhandlende anleggene var driftsinstrukser, driftsjournaler med byggetegninger og arbeidsbeskrivelser. Det eksisterer ingen eksakt

¹Det står i arbeidsbeskrivelsen at det skal være fiberduk, men det ble ikke funnet ved uttak av filterprøver.

Tabell 2.1: Oversikt over anlegg A, B og C (NAVA, 2000; Køhler, 2003a, 2002).

	Anlegg A	Anlegg B	Anlegg C
Byggeår	2003	2004	1999
Belastning	2 husstander	23 husstander 2 hytter	3 husstander kafé, kontor
Antall pe	10 pe	110 pe	43 pe
Dimensjonering ($\text{m}^3 \text{ døgn}^{-1}$)	2	22,9	8,9
Tillatt utslipp (mg P l^{-1})	1,0	1,0	0,8
Forfilter (areal, m^2)	12	119	24
Forfilter (dybde, cm)	60	60	60
Filtralite NR 2-4 mm (m^3)	-	-	36
Filtralite NC 4-10 mm (m^3)	6	85	43
Hovedfilter (areal, m^2)	70	501	312
Hovedfilter (dybde, cm)	120	120	127
Filtralite P 0-4 mm (m^3)	70	677	300
Filtralite NR 10-20 mm (m^3)	9	65	10
Fall (%)	1	2	0,5
Isolerende dekke:	>40 cm jord	>40 cm jord	5-10 cm torv
Fiberduk ¹	Ja	Ja	
Filtralite NR 10-20 mm (m^3)	9	65 (10 cm)	10
Oppholdstid	2 uker	-	-
Resipient	Lukka bekk	Bekk	Bogstadvannet

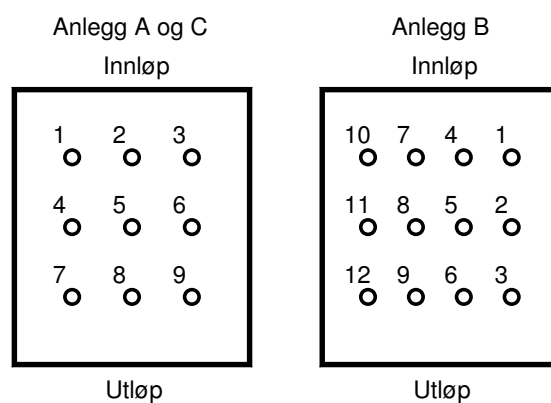
opptegning over hvordan anleggene ligger i felt, det ble derfor gjort antakelser om hvor yttergrensen på anleggene lå ut i fra driftstegningene og observasjoner i felt.

2.3 Feltarbeid

Feltarbeidet med innsamling av filtermaterialet ved de tre renseanleggene ble utført høsten 2008 i samarbeid med veileder Tore Krogstad, biveileder Petter D. Jensen, overingeniør Grete Block og PhD-student Manoj Panduy.

Forberedelse til feltarbeidet bestod i klargjøring av plastrør i PVC-materiale, lengde 5 meter og indre diameter 45 mm, produsert av Pipelife Norge AS. Disse ble avsagd til 2 meter lengde og filt med rundfil i den ene enden for enklere å kunne slå dem ned i filtermaterialet.

Det ble tatt ni prøver fra anlegg A og C og tolv prøver fra anlegg B. Ved hvert anlegg ble området merket opp ved bruk av målebånd og tommestokk, og prøvepunktene ble fordelt utover med omtrent lik avstand. Unøyaktig beskrivelse av størrelsen på renseanleggene i tilgjengelige dokumenter gjorde at oppmålingen ikke ble så nøyaktig som ønsket. Figur 2.1 viser en oversikt over hvor filterprøvene er tatt i hvert anlegg.



Figur 2.1: Oversikt over hvor i anlegg A, B og C søylene er tatt fra.

2.3.1 Prøvetaking og lagring

Ved bruk av et jordbor ble overliggende jord, fra 20-60 cm, ved hvert prøvested fjernet. Deretter ble et og et plastrør slått ned i filteret på angitt sted, se bilde 1. Underveis ble det målt med tommestokk for å sørge for at rørene ikke ble slått for langt ned og dermed gjennom membranen i bunn av anlegget. Ved enkelte anledninger gjorde hardhet i materialet det umulig å slå plastrørene lenger ned. Lengden på søylene varierer mellom 53 og 108 cm. Vedlegg A viser en oversikt over ved hvilke dyp de ulike søylene er hentet fra.

Rørene ble sagd av i tilpasset lengde, merket med sprittusj og teipet med gaffateip i begge ender. De ble etter hver feltarbeidsdag fraktet til UMB og lagret i fryserom i nærmere ett år før analyse sommer/høst 2009.



Bilde 1: Nedslåing av søyler i felt (Krogstad 2008).

2.3.2 Forbehandling av filterprøvene etter feltarbeid

Plastrørene med filterprøver ble lagret på fryserom ved -18°C i omlag ett år. Plastrørene ble åpnet med en sirkelsag da de fortsatt var frosne. To planker ble festet til et bord med tvinger og plastrørene ble lagt i klem mellom plankene. En sirkelsag ble tilpasset tykkelsen av rørene og plastrørene ble sagt på langs to steder, slik at en del kunne tas av som et lokk, se bilde 2. Deretter ble plastrørene oppbevart på kjølerom i omlag ett døgn, for opptining til påfølgende dag.

Da rørene hadde tint ble et og et plastrør målt opp og inndelt i 10 cm lange deler. Filtermaterialet var ved noen anledninger sammenpresset og vanskelig å hakke løst. Omlag halvparten av filtermaterialet á 10 cm ble tilført prøveglassene av polypropylen. Prøveglassene ble nummerert, veid og satt til tørking. Etter en uke i tørkeskap på 40°C ble filterprøvene klargjort for knusing. Det ble til sammen 247 filterprøver fra de tre anleggene.

2.3.3 Forbehandling av filterprøvene før analyse

Fra hver av de 247 filterprøvene ble omlag 1 spiseskje av materialet knust i agat-mortere av type Retsch. Det finknuste materialet ble overført i myntposer og merket.



Bilde 2: Plastsøylene ble åpnet med en sirkelsag mens de var frosne.

2.3.4 Analyse av mengde finstoff

Mengde finstoff ble analysert ved bruk av en kornfordelingssikt med størrelse $<600 \mu\text{m}$. Fra alle anleggene ble den lengste søylen fra innløpet, midten og utløpet valgt ut. Disse søylene ble analysert; søyle 2, 4 og 8 fra anlegg A, søyle 7, 8 og 12 fra anlegg B og søyle 1, 5 og 7 fra anlegg C, se kapittel 2.3 figur 2.1. Hver tiende cm med prøve ble analysert.

2.3.5 Kjemiske analyser av filterprøvene

For kjemiske analyser av filterprøvene ble prøver fra hver tjuende cm i hver enkelt søyle fra anlegg A og B analysert². Fra anlegg C ble imidlertid prøver fra hver tiende cm, det vil si alle prøvene, analysert.

Filterprøvene ble tilsatt 5 ml konsentrert HNO_3 og ca 45 ml destillert vann. På hvert prøvesett var det to 'blanke' prøver, samt to referanseprøver med jord, som gjennomgikk samme tilsetning av HNO_3 og destillert vann. Prøvene ble kjørt i en autoklav for dekomponering ved 230°C . Deretter ble prøvene analysert for P, Mg, Ca, Al, Fe, K og Na ved bruk av induktiv koplet plasma-optisk emisjonsspektroskopi (ICP-OES). Optima 5300 DV fra Perkin Elmer ble brukt til analysene.

²Se vedlegg A for hvilke prøver som ble analysert.

2.4 Vannprøver

Ved hvert anlegg ble det tatt to prøver fra innløpet og to prøver fra utløpet, periodevis mellom september 2008 og juli 2009. En plastflaske ble senket ned i uttakskummene i utløpet og deretter ved innløp for uttak av vannprøver. Det ble benyttet engangshansker. Vannprøvene ble fraktet til fryserom ved UMB samme dag og lagret der fram til analysering vinteren 2010. Tabell 2.2 viser en oversikt over tidspunkt for vannprøvetaking ved anlegg A, B og C.

Tabell 2.2: Oversikt over uttak av vannprøver ved anlegg A, B og C.

Anlegg A	Anlegg B	Anlegg C
10.11.2008	03.09.2008	20.09.2008
31.01.2009	-	02.12.2008
30.03.2009	-	22.01.2009
02.07.2009	-	21.03.2009
-	-	03.05.2009
-	-	03.07.2009

En mulig feilkilde er at flaskene ikke ble skylt med det aktuelle avløpsvannet mellom hver prøvetaking. Denne mulige feilkilden gjelder alle vannprøvene bortsett fra 10.11.2008 i anlegg A og 03.09.2008 i anlegg B.

2.4.1 Observasjoner ved uttak av vannprøver

I anlegg A var det stillestående vann i innløpskummen den 10.11.2008 og den 31.01.2009. Prøvene ble da tatt ved å senke flaskene godt under overflaten. I utløpet den 31.01.2009 var vannføringen lav. Den 22.01.2009 var det lite vann i innløpet i anlegg C. I snøsmeltingsperioden, altså i mars, var det mye vann i både innløp og utløp ved anlegg A og C.

2.4.2 Kjemiske analyser av vannprøvene

37 av 44 vannprøver ble analysert for pH, ledningsevne, total-P (TOT-P), total-N (TOT-N) og totalt organisk karbon (TOC) vinter 2010. De sju siste prøvene har blitt borte fra fryserommet i lagringsperioden.

2.4.3 pH

pH i vannprøvene ble målt etter norsk standard NS 4720 (NSF, 1979), med et Orion SA 720 pH-meter.

2.4.4 Konduktivitet

Ledningsevnen ble målt etter norsk standard NS-ISO 7888 (NSF, 1993b) med et Metrom konduktometer.

2.4.5 Total P

Total P ble bestemt etter norsk standard NS 4725 (NSF, 1984) med opplutning med peroksidisulfat-oksidasjon. Instrumentet som ble brukt var Gilford-stastar II.

2.4.6 Total N

Total N ble bestemt etter norsk standard i henhold til NS 4743 (NSF, 1993a). Til analysen av total N ble Tecator metode ASN 110-03192 benyttet, med instrumentet FIAstar 5010Analyzer.

2.4.7 TOC

TOC ble målt etter å ha blitt filtrert gjennom et filter med porestørrelse 0,45 μm . Prøvene ble målt med Shimadzu TOC-V_{CPN} karbonanalysator etter norsk standard NS-EN 1484 (NSF, 1997).

Kapittel 3

Resultat og diskusjon

3.1 Anrikning av fosfor i filterbedanlegg

Levetiden til filterbedanlegg med lettklinker er antatt å være 10-15 år (Jenssen et al., 2005). Filtermaterialets kjemiske kvaliteter og evne til å binde fosfor, i tillegg til belastningen påvirker anleggets levetid. Filtermaterialet antas å være isotropt og homogent med like fysiske kvaliteter i hele filtermassen. På bakgrunn av dette forventes det at filtermaterialet vil ha lik evne til å binde fosfor i hele anlegget. Det er forventet at anrikningen av fosfor vil være høyest ved innløpet, fordi konsentrasjonen av fosfor i avløpsvannet vil være høyest her. Etter hvert som bindingssetene i innløpet blir brukt opp, kan det forventes at anrikningen utjevner seg i hele filtermaterialet.

I tabell 3.1 vises gjennomsnittlig anrikelse av fosfor i anlegg A, B og C ved innløpet, i midten og ved utløpet. Utregningene er basert på resultater fra alle dyp i alle søylene fra ICP-OES som finnes i vedlegg A. Som tabell 3.1 viser har anleggene høyest anrikning av fosfor ved innløpet. I anlegg A og C avtar anrikningen gradvis fra innløpet mot utløpet, mens i anlegg B er det høyere anrikning av fosfor i utløpet enn i midten. Olsen (2001) viser at planter i nær tilknytning til innløpet i konstruerte våtmarksanlegg tar opp mer fosfor enn planter lenger ute i anlegget. Dette styrker hypotesen om høyest anrikning av fosfor nærmest innløpet. Strømningsretningen til avløpsvannet i filtermaterialet kan være grunnen til høyere gjennomsnittlig anrikning av fosfor ved utløpet enn i midten av anlegg B. I tillegg vil det være usikkerhet i målingene, som delvis kan forklare differansen mellom resultatene fra midten og utløpet. Denne oppgaven kommer ikke nærmere inn på mulige strømningsretninger til avløpsvannet i anleggene og hvordan dette kan påvirke binding av fosfor.

I et karforsøk utført av Jenssen & Krogstad (2003) viser at maksimal sorpsjonsskapasitet for fosfor i filterbedanlegg er 8-12 g kg⁻¹. Materialet som ble brukt i

Tabell 3.1: Gjennomsnittlig anriket fosfor i g kg⁻¹ ved innløpet, i midten og ved utløpet i anlegg A, B og C.

	Anlegg A (g P kg ⁻¹)	Anlegg B (g P kg ⁻¹)	Anlegg C (g P kg ⁻¹)
Innløp	1,99	1,67	0,73
Midten	1,71	1,32	0,59
Utløp	1,42	1,44	0,49

dette forsøket var optimalisert ved tilsetning av opptil 20 % dolomitt. Filtermaterialet som blir brukt i et fullskala filterbedanlegg kan forventes å variere mer, både i kvalitet og fysiske egenskaper og vil derfor ikke nærme seg tilsvarende sorpsjonskapasitet. Realistisk sorpsjonskapasitet for fullskala filterbedanlegg er 4-6 g P kg⁻¹ (Jenssen & Krogstad, 2003).

Tabell 3.2 viser gjennomsnittet av alle målingene for fosfor som er anriket i anlegg A, B og C. Resultatene er i følge verdiene Jenssen & Krogstad (2003) kom fram til, ikke i nærheten av maksimal fosforsorpsjon. Dette tyder på at anleggene fortsatt har lang levetid.

På bakgrunn av hypotesen om økt fosforanrikning mot bunnen, kan det forventes at den reelle mengden fosfor i anleggene er høyere. Dette blir omtalt nærmere i kapittel 3.1.5. På bakgrunn av observasjoner i felt antas det at den teoretisk bunnen av anleggene ikke er nådd.

Tabell 3.2: Totalt gjennomsnittlig anriket fosfor i g kg⁻¹ i anlegg A, B og C.

	Anlegg A	Anlegg B	Anlegg C
g P kg ⁻¹	1,71	1,47	0,60

3.1.1 Anriket fosfor basert på filterprøver, P_{total}

Den totale fosformengde, P_{total}, som er funnet anriket i hvert anlegg vises i tabell 3.3 og er gitt ved

$$P_{\text{total}}(\text{g}) = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij} \cdot [P]_{ij} \cdot \rho \cdot A_i \quad (3.1)$$

Her er n antallet søyler, m_i antall inndelte sjikt i søyle i , d_{ij} tykkelsen av sjikt j i søyle i , $[P]_{ij}$ anrikningen av fosfor i sjikt j i søyle i , ρ massetettheten til filtermaterialet og A_i arealet som omgir søyle i . Dataene til $[P]_{ij}$ og d_{ij} finnes i vedlegg A. Tabell 3.4 viser en oversikt over hvilke parametre som er brukt ved utregning av P_{total} . Ved utregning er massetettheten ρ 500 kg m⁻³ (Maxit, u.å).

Tabell 3.3: Overslag over den totale mengden fosfor i kg som er funnet anrikt i anlegg A, B og C.

	Anlegg A	Anlegg B	Anlegg C
P_{total} (kg)	51	279	70

Tabell 3.4: Tabellen viser en oversikt over hvilke parametre som er brukt ved utregning av ligning 3.1.

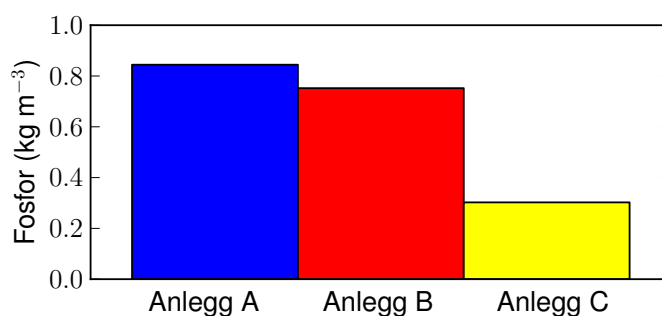
	Anlegg A	Anlegg B	Anlegg C
Antall søyler $_n$	9	12	9
Areal $_i$ (m ²)	7,7	41,8	34,7
Areal $_{\text{total}}$ (m ²)	70	501	312
Massetetthet ρ (kg m ⁻³)	500	500	500
Gjennomsnittsdypde (m)	0,85	0,74	0,74

Figur 3.1 viser spesifikt fosforinnhold, altså P_{total} dividert med volumet av anleggene. Anlegg A har anrikt mest fosfor. Anlegg C har anrikt under halvparten av anlegg B og nesten en tredjedel av det anlegg A har anrikt. Dette til tross for at anlegg C ble bygget i 1999 og dermed har vært lenger tid i drift enn anlegg A og B som ble bygd i 2003 og 2004. Det spesifikke fosforinnholdet avhenger ikke bare av tiden, men belastningen på anlegget har også en vesentlig innvirkning, dette vil bli nærmere omtalt i kapittel 3.1.2.

Den lave anrikningen av fosfor i anlegg C kan tyde på at anlegget består av en annen generasjon Filtralite P med lavere kalsiuminnhold. I følge Pedersen¹ (pers. med) ble anlegg C dimensjonert utfra et filtermateriale med bindingskapasitet 1,75 kg m⁻³. I løpet av ni års drift har anlegg C bundet 20 % av maksimal bindingskapasitet. Nyere anlegg blir av HACO² konstruert utfra en bindingskapasitet på 1,5-1,7 kg m⁻³.

¹Nils Erik Pedersen. Daglig leder, HACO

²Bedrift som driver med Hydrogeologi og avløpskompetanse



Figur 3.1: Mengde fosfor $P_{\text{spesifikk}}$, i kg m^{-3} , anlegg A, B og C har anrikt.

Som nevnt tidligere dekker ikke resultatene fra P_{total} og $P_{\text{spesifikk}}$ med stor sannsynlighet den totale dybden til anleggene. Figur 3.1 antyder likevel at anlegg C ikke fungerer optimalt.

3.1.2 Estimert fosfor basert på registrert vannmengde, P_{vannm} .

P_{vannm} er den forventede mengden fosfor som skal være anrikt i anleggene utfra registrert vannmengde og innløps- og utløpskonsentrasjoner.

Den gjennomsnittlige tilførte vannmengden er $0,5 \text{ m}^3 \text{ døgn}^{-1}$ for anlegg A, $15,7 \text{ m}^3 \text{ døgn}^{-1}$ for anlegg B og $2,45 \text{ m}^3 \text{ døgn}^{-1}$ for anlegg C. Disse tallene er gjennomsnittstall basert på en avsluttende rapport om anlegg A (Mæhlum & Køhler, 2005), ulike service- og årsrapporter fra anlegg B (Køhler, 2009c,b, 2006, 2005b; Hanserud, 2010) og anlegg C (Køhler, 2009a, 2005a, 2004, 2003b, 2000). For anlegg A er de registrerte målingene utført de første to årene av anleggets drift. Vannmengden er forholdsvis lav, men ikke uvanlig for anlegg i denne størrelsen (Mæhlum & Køhler, 2005). Målinger av vannmengde fra senere tidspunkt har ikke vært mulig å oppdrive. Belastningen til anlegg B stemmer overens med de 110 pe som anlegget er dimensjonert for. For anlegg C varierer gjennomsnittsmålingene mellom $2,10$ og $2,88 \text{ m}^3 \text{ døgn}^{-1}$. Gjennomsnittet av registrert vannmengde, som er $2,45 \text{ m}^3 \text{ døgn}^{-1}$, er forholdsvis lite med tanke på at anlegget er dimensjonert for 43 pe. Vedlegg B viser tallene som er grunnlaget for dimensjonsberegningene til anlegg C.

Ved dimensjonering av små renseanlegg i Norge benyttes 200 l pe^{-1} , mens ved større renseanlegg benyttes 130 l pe^{-1} . Ved å anta et forbruk av vann på $130 \text{ l pe}^{-1} \text{ døgn}^{-1}$ i anlegg C vil forventet vannmengde inn i anlegget være $5,6 \text{ m}^3$. Dette er over dobbelt så mye av det som faktisk er registrert i innløpet. Det er vanlig at konstruerte renseanlegg blir overdimensjonert ved design (Mæhlum & Køhler, 2005). Den tilførte vannmengden er likevel lav og det kan hende det er

lekkasje i rørsystemet før avløpsvannet blir registrert av vannmåleren.

Tabell 3.5 viser at $P_{\text{vannm.}}$ i anlegg A vesentlig lavere enn P_{total} . Dette kan forklares ved at den registrerte vannmengden inn i anlegget ikke er riktig, og burde vært høyere. Resultatene fra anlegg B og C viser tilnærmet lik verdi av P_{total} , hvor $P_{\text{vannm.}}$ er omlag 20 % høyere.

Tabell 3.5: Forventet mengde anriket fosfor, $P_{\text{vannm.}}$ sammenlignet med P_{total} , som er funnet anriket i anlegg A, B og C.

	Anlegg A	Anlegg B	Anlegg C
$P_{\text{vannm.}}$ (kg)	13,5	343	82
P_{total} (kg)	51	279	70

3.1.3 Estimert fosfor basert på dimensjonering, P_{dim}

Den estimerte verdien av tilført fosfor, P_{dim} , basert på dimensjonering av et anlegg kan regnes ut ved

$$P_{\text{dim}} = (1.6 \text{ g P} \cdot \text{antall pe}) \cdot \text{antall driftsdøgn} , \quad (3.2)$$

hvor 1,6 g P er den mengden fosfor et menneske i gjennomsnitt produserer i løpet av et døgn (Yri et al., 2006) og antall pe er personer et anlegg er dimensjonert for. Tabell 3.6 viser forventet andel fosfor anriket i anleggene basert på dimensjonerende mengde tilført fosfor og forventet renseevne på 90 %. Tabell 3.6 viser tre ulike situasjoner. I anlegg A er det anriket omlag dobbelt så mye fosfor som anlegget er dimensjonert for. I anlegg B er det en viss sammenheng mellom P_{dim} og P_{total} , mens i anlegg C er den dimensjonerte andelen anriket fosfor betraktelig høyere enn P_{total} .

Tabell 3.6: Forventet mengde anriket fosfor utfra P_{dim} og forventet renseevne på 90 %, sammenlignet med P_{total} .

	Anlegg A	Anlegg B	Anlegg C
P_{dim} (kg)	29	315	228
P_{total} (kg)	51	279	70

Den lave mengden fosfor som i følge P_{dim} er anriket i anlegg A viser at P_{total} antakeligvis kommer fra eksterne kilder. I følge arbeidsbeskrivelsen til anlegg A

skal filtermaterialet være dekket med fiberduk og et 40 cm tykt jordlag. I felt ble det ikke funnet fiberduk og det overdekkende jordlaget var kun 15-20 cm. Anlegg A er en del av et beiteområdet for kyr. På grunn av manglende fiberduk vil ekskrementene drenere direkte ned i filtermaterialet og bidra til økt anrikning av fosfor.

Mengden fosfor som er estimert anrikt ved utregning av P_{dim} med 90 % renseevne for anlegg C er omtrent tre ganger høyere enn det som er funnet anrikt der. Dette viser muligheten for anrikning av fosfor i bunnen av anlegget, hvor det ikke er resultater fra. En større sannsynlighet er at anlegget er overdimensjonert, bakgrunnen for denne påstanden er den lave registrerte vannmengden, $2,45 \text{ m}^3 \text{ døgn}^{-1}$, inn i anlegget. Det vil si at mengden fosfor anrikt i anlegget beregnet utfra dimensjonerende forhold er lite sannsynlig.

3.1.4 Anleggenes levetid

Utregning av anleggenes levetid baserer seg på den mengden fosfor i g kg^{-1} som i gjennomsnitt er funnet anrikt i anleggene i henhold til tabell 3.2, ved

$$T_{\max} = P_{\max} \cdot \frac{T}{P}, \quad (3.3)$$

hvor T_{\max} er anleggenes beregnede levetid ut fra de påfølgende parameterene, P_{\max} er anleggenes maksimale forventede fosforbindingskapasitet, T er tiden anlegget har eksistert ved det aktuelle tidspunktet og P er gjennomsnittlig anrikt fosfor i hvert anlegg. P_{\max} er ved utregning 5 g kg^{-1} (Jenssen & Krogstad, 2003), (Kjølseth³ pers.med) Ligning 3.3 er kun et estimat og beskriver en lineær sammenheng mellom anrikt fosfor og anleggenes driftstid. Tabell 3.7 viser anleggenes forventede levetid ut fra ligning 3.3.

Anlegg A og B har en estimert levetid på 14 år, dette stemmer med den forventede levetiden på 10-15 år (Jenssen et al., 2005). Den estimerte levetiden for anlegg C er derimot fem ganger større enn maksimal forventet levetid. Dette tyder på at anlegget enten er overdimensjonert eller ikke fungerer optimalt.

Tabell 3.7: Forventet levetid i anlegg A, B og C.

	Anlegg A	Anlegg B	Anlegg C
Tid (år)	14	14	75

³Petter Arne Kjølseth. Produktsjef, Weber-Norge

3.1.5 Fosfor, kalsium og magnesium

Figurene 3.2, 3.3 og 3.4 viser dybdeprofiler av anrikningen av fosfor, kalsium og magnesium i anlegg A, B og C. Dybdeprofilene er gjennomsnittsverdier for søylene ved innløpet, i midten og ved utløpet. Siden det opprinnelige innholdet av fosfor i Filtralite P er lavt, omlag $0,2 \text{ g kg}^{-1}$ (Zhu, 1998) vil fosforverdiene i anleggene tilsvare tilført fosfor.

Vær oppmerksom på at hver kolonne har ulike maksimumsverdier på x-aksen.

Anlegg A

Anrikningen av fosfor i anlegg A, figur 3.2, viser en tydelig økning med dybden både ved innløpet og i midten, men relativt like verdier ved utløpet. I topplaget ligger fosforverdiene rundt $1,4 \text{ g kg}^{-1}$ i hele anlegget. Mengden fosfor som er anrikt ved utløpet er i gjennomsnitt klart lavere enn ved innløpet og i midten.

I forhold til kalsium viser figur 3.2 en klar nedadgående tendens ved innløpet, og til en viss grad i midten og ved utløpet. Kun i midten har verdiene en tendens til å øke ned mot bunnen. I topplaget er kalsiumverdiene omtrent det samme både ved innløpet, i midten og ved utløpet.

Magnesiumverdiene har samme tendens som kalsiumverdiene og synker nedover i dypet ved innløpet. I midten og ved utløpet er verdiene nogenlunde uendret ned til 90 cm, men som figur 3.2 H viser er den nederste verdien noe lavere enn resten.

Anlegg B

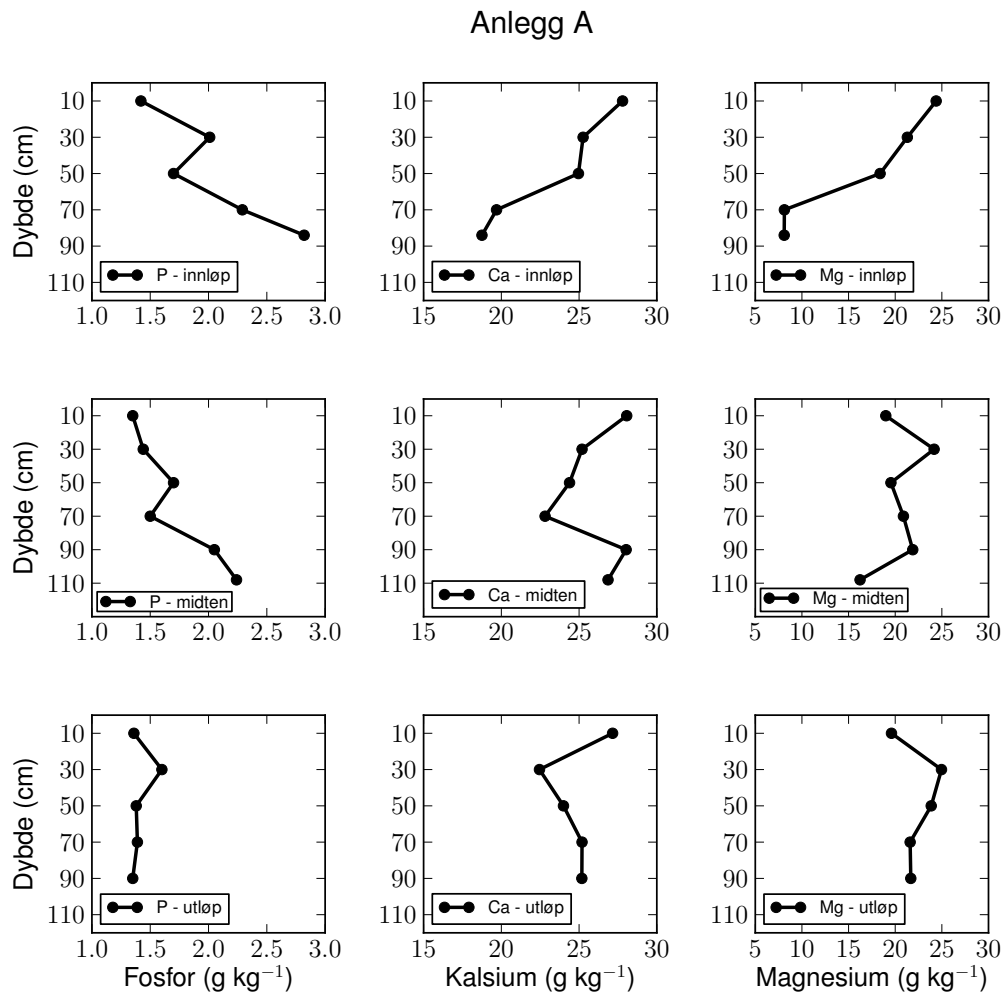
Figur 3.3 viser at fosforanrikningen i topplaget i anlegg B ligger rundt $1,30 \text{ g kg}^{-1}$ i hele anlegget. Ved innløpet er det en gradvis økning mot bunnen bortsett fra den nederste prøven som er ganske lav. I midten og ved utløpet er tendensen forholdsvis lik hverandre med en svak økning mot bunnen.

Kalsiumverdiene er høye både i toppsjiktet og ned mot bunnen ved innløpet sammenlignet med midten og utløpet. I midten er det klar synkende tendens i hele dybdeprofilen. Alle verdiene i midten er lavere enn de tilsvarende verdiene i innløpet. Dette gjelder også ved utløpet, men her er verdiene forholdsvis like i hele profilen.

Ved innløpet har magnesium lavere verdi mot bunnen enn i overflaten, mens i midten og ved utløpet er verdiene høyere i bunnen enn i toppsjiktet.

Anlegg C

For anlegg C, figur 3.4, er fosforverdiene i topplaget lavere enn $0,9 \text{ g kg}^{-1}$. Dette er forholdsvis lavt sammenlignet med de andre anleggene. Resultatene ved innløpet skiller seg noe fra midten og utløpet. Ved innløpet skjer det en gradvis

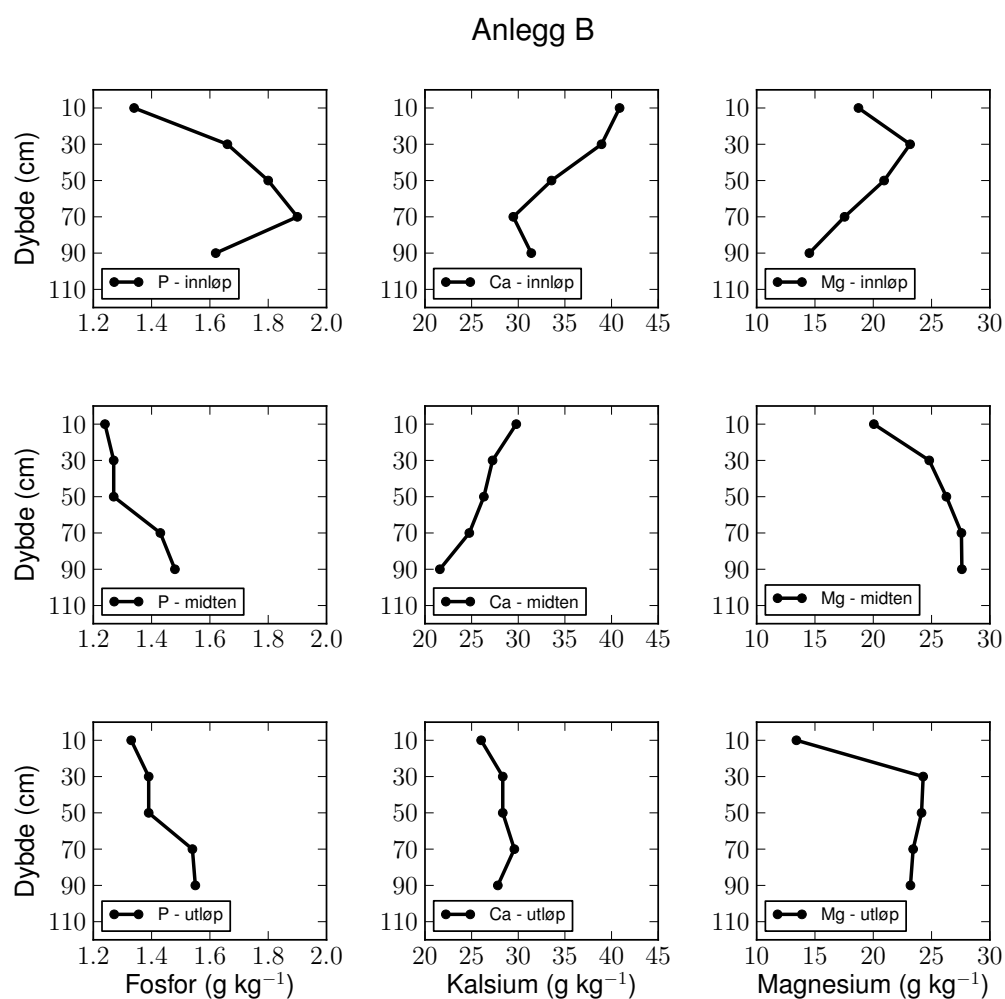


Figur 3.2: Dybdeprofiler av konsentrasjonen av fosfor, kalsium og magnesium ved innløpet, i midten og ved utløpet i anlegg A.

økning ned mot 70 cm, mens i midten og ved utløpet er fosforverdiene i topplaget høyere enn i bunnen. I både midten og ved utløpet er det en synkende tendens ned til 30-50 cm i profilet, før verdiene øker mot bunnen.

Kalsiumverdiene ved innløpet viser en generelt avtagende tendens nedover i anlegget. I midten er verdiene nokså like, mens ved utløpet øker verdiene med dybden.

Magnesiumverdiene i toppsjiktet i anlegg C ligger lavere enn for anlegg A og B. Verdiene øker i gjennomsnitt mot bunnen i hele anlegget.



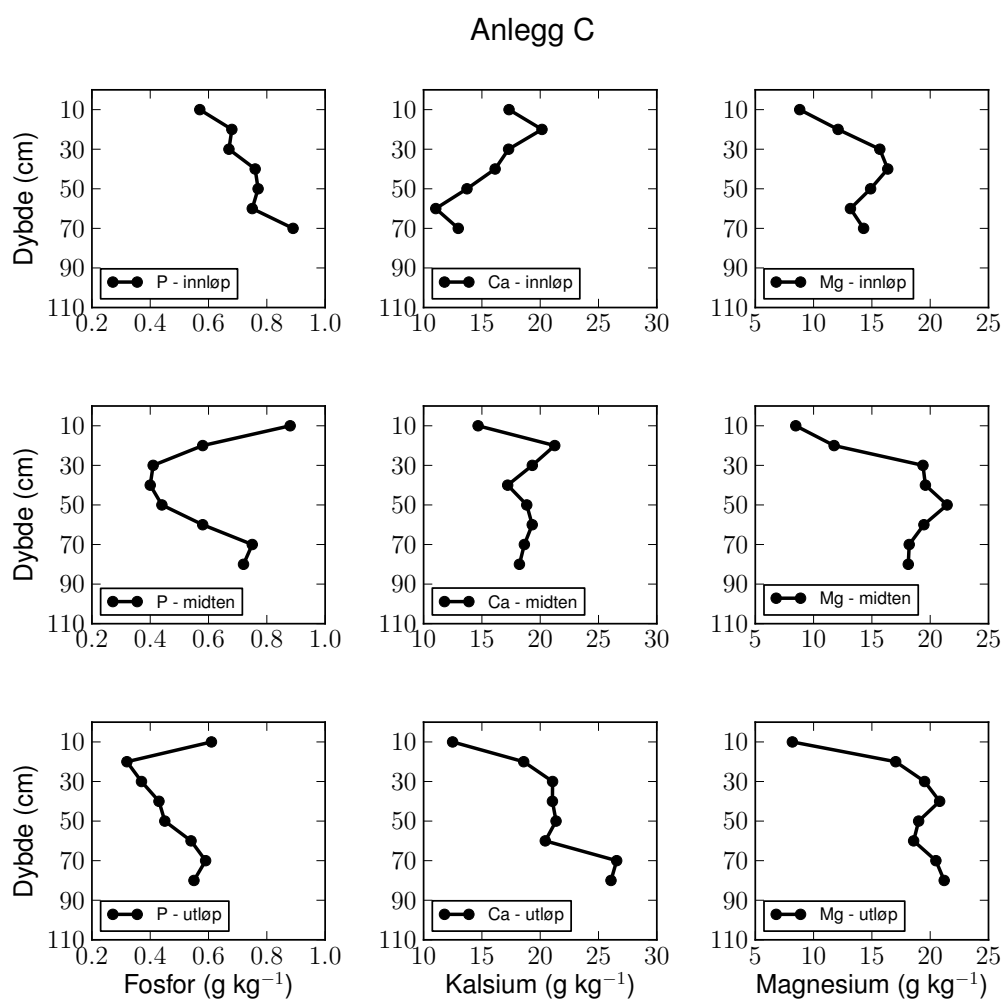
Figur 3.3: Dybdeprofiler av konsentrasjonen av fosfor, kalsium og magnesium ved innløpet, i midten og ved utløpet i anlegg B.

3.1.6 Diskusjon av resultater

Konsentrasjonen av **fosfor** øker i hovedsak mot bunnen i alle tre anleggene, både ved innløpet, i midten og ved utløpet. I anlegg B er det kun den siste prøven, det vil si den dypeste, ved innløpet som har lavere verdi enn den foregående.

Det er forventet å være en økning av anriket fosfor mot bunnen av anleggene. Bakgrunnen for dette er at det er forventet en transport av kalk- og leirpartikler nedover i filtermassen. Dette vil bli nærmere omtalt i kapittel 3.1.8.

Resultatene fra anlegg C skiller seg noe ut fra de to andre anleggene. Fosforverdiene i topplaget er høyere enn verdiene i resten av profilet i midten og ved



Figur 3.4: Dybdeprofiler av konsentrasjonen av fosfor, kalsium og magnesium ved innløpet, i midten og ved utløpet i anlegg C.

utløpet.

Ved alle anleggene er det et varierende overdekkende lag med jordmasser eller torv og gress. Anlegg A og C er del av et beiteområdet for ku og sau. Bidrag fra ekskrementer fra dyr kan fungere som punktkilde og kan forklare høyere fosforverdier i topplaget enn resten av profilet. Filterbedanlegg er anbefalt å være isolert med omlag 40 cm tykt jordlag, men anlegg C har i følge NAVA (2000) og observasjoner ved feltarbeid et isolerende lag på omlag 5-10 cm.

Innholdet av **kalsium og magnesium** i Filtralite P kommer hovedsakelig fra tilsatt dolomitt ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). I dolomitt utgjør kalsium og magnesium henholdsvis 21,7 % og 13 %. Ved eksempelvis 10 % dolomittilsetning til filterma-

teriale vil det tilsvare tilsetning av 21 g Ca kg⁻¹ og 13 g Mg kg⁻¹. Tabell 3.8 viser gjennomsnittsverdier for kalsium- og magnesiuminnholdet i anlegg A, B og C. På bakgrunn av disse verdiene kan det antas at andelen dolomitt som blir tilsatt leirklinkene under produksjon er i størrelsesorden omkring 10 %. Antakeligvis inneholder det opprinnelige leirmaterialet også en viss andel kalsium og magnesium.

Figur 3.2 og 3.3 viser at verdiene av kalsium og magnesium i hovedsak synker mot bunnen i anlegg A og B. En årsak til endret innhold av kalsium og magnesium i anleggene kan være at stoffene er felt ut med fosfor og transportert til bunnen av anlegget hvor det ikke er resultater fra. Kalsium og magnesium kan også være vasket ut av anleggene. Dette vil bli nærmere omtalt i kapittel 3.2.1. Som tabell 3.8 viser har anlegg C i gjennomsnitt lavere innhold av kalsium og magnesium enn anlegg A og B. Det lave innholdet av kalsium og magnesium styrker påstanden om at filtermaterialet brukt i anlegg C består av en annen generasjon Filtralite P.

Tabell 3.8: Gjennomsnittlig mengde kalsium og magnesium som er funnet i anlegg A, B og C.

	Anlegg A	Anlegg B	Anlegg C
Kalsium (g kg ⁻¹)	24,9	29,8	18,4
Magnesium (g kg ⁻¹)	19,8	21,8	16,4

Innholdet av kalsium og magnesium i det opprinnelige filtermaterialet er i følge Zhu (1998) 31 g Ca kg⁻¹ og 13 g Mg kg⁻¹. På bakgrunn av tabell 3.8 kan det se ut som filtermaterialet i anlegg A, B og C ikke er det samme som Zhu (1998) har undersøkt. Det finnes ingen data over det opprinnelige filtermaterialet brukt i de undersøkte anleggene.

For enklere å kunne undersøke hva som har skjedd i de ulike anleggene, hadde det vært interessant å ha datamateriale over de opprinnelige konsentrasjonene i filtermaterialet.

3.1.7 Kalsium i filterbedanlegg

Innholdet av kalsium i Filtralite P er den viktigste kilden for å binde fosfor i filterbedanlegg.

Brix et al. (2001) undersøkte tretten ulike sandtyper med varierende kjemiske og fysiske kvaliteter. De fant ut at kalsiuminnholdet var det viktigste for bindingen av fosfor. På grunn av kvalitetene til sand generelt, som lav hydraulisk ledningsevne, dårlig fosforrensing og gjentetting av materiale, mener enkelte at sand fungerer dårlig i naturbaserte renseanlegg (Hensel et al., 2007). Brukes sand med

høyt Fe-innhold vil imidlertid fosforbindingsevnen for avløpsvann være god (Stuanes, 1982). Resultatene fra Brix et al. (2001) viste at lettklinker uten tilsetning av dolomitt har lav evne til å binde fosfor. Andre fremstilte materialer med innhold av kalsitt og marmor har høy fosforbindingsevne på grunn av høyt innhold av kalsium.

Filtermaterialet som benyttes i Norge er utviklet på bakgrunn av erfaringer fra Danmark, som fra begynnelsen av 1980-tallet har brukt jord med leirinnhold og lav permeabilitet i konstruerte våtmarksanlegg. I Norge benyttes derfor filtermaterialer med gode hydrauliske egenskaper for å oppnå optimal funksjon i konstruert våtmarks- og filterbedanlegg (Jenssen et al., 1996).

I et forsøk gjennomført av Arias et al. (2003) ble det testet ut å ha flere separate filterenheter med kalsitt i tillegg til to filterbed med vertikal strømning i et fullskala renseanlegg for rensing av fosfor. Hensikten var at de separate filterenhetene enkelt kunne byttes ut. Basert på tidligere studier kom Arias et al. (2003) fram til at 30 kg kalsitt $\text{pe}^{-1} \text{år}^{-1}$ var tilfredsstillende for å binde fosfor. Konklusjonen var at kalsittfilteret kunne binde 2,2 kg P m^{-3} . Andelen fosfor som ble bundet i dette forsøket er høyt sammenlignet med andelen fosfor anriket i de undersøkte anleggene. I følge tabell 3.1 er det anriket 0,85 kg m^{-3} i anlegg A, 0,75 kg m^{-3} i anlegg B og 0,3 kg m^{-3} i anlegg C.

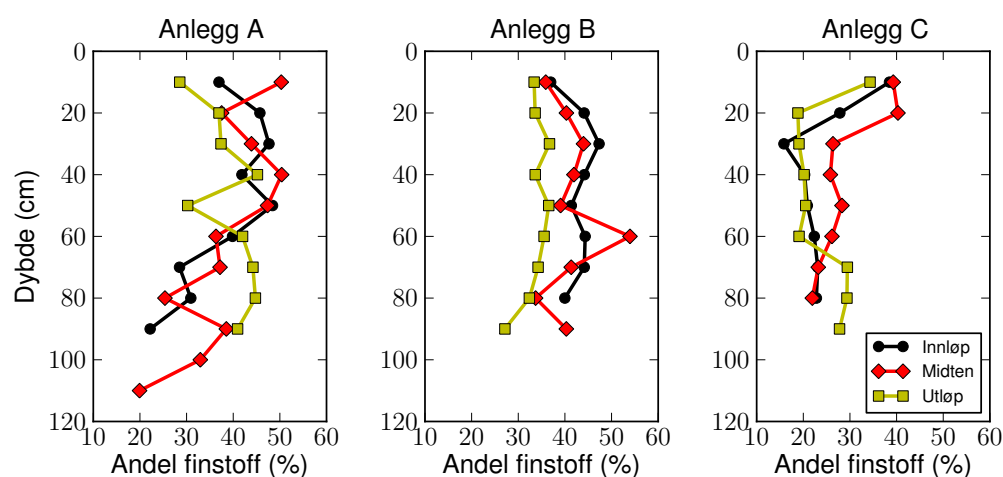
Arias & Brix (2005) gjorde et annet forsøk hvor ulike typer skjellsand, naturlig sand og kalsittprodukter ble undersøkt for å finne alternative materialer for rensing av fosfor. Hensikten var å finne et produkt som kunne binde fosfor i et eksternt filter og som ville kreve mindre areal enn et vanlig fullskala filterbedanlegg. Resultatene av disse forsøkene viste at de fleste materialene hadde en fosforbindingskapasitet på 1-2,5 kg P m^{-3} . Bindingskapasiteten i forsøkene til Arias & Brix (2005) er også høyere enn verdiene funnet i anlegg A, B og C. Arias & Brix (2005) fant ut at det volumet én husstand ville trenge ville tilsvare volumet til et vanlig filterbedanlegg.

3.1.8 Fordeling av partikler i filtermaterialet

På bakgrunn av hypotesen om forventet ansamling av kalk og leirpartikler mot bunnen av anlegget, ble det gjennomført sikteprøver av filtermaterialet. Små partikler har større spesifikk overflate og derfor større evne til å binde fosfor. Finstoffet, partikler med størrelse $< 600 \mu\text{m}$, gir en indikasjon på hvor mye kalsium og magnesium det er i anlegget. Figur 3.5 viser hvordan finstoffet er fordelt prosentvis i anlegg A, B og C.

I anlegg A varierer andelen finstoff med dybden. Verdiene ved innløpet og i midten avtar mot bunnen, mens verdiene ved utløpet øker.

Verdiene i anlegg B varierer lite med dybden både ved innløpet, i midten og ved utløpet. Verdiene i topplaget er forholdsvis like, hvorpå innløpsverdiene hovedsakelig er noe høyere enn for midten og utløpet.



Figur 3.5: Prosentvis fordeling av finstoff, partikler $<600 \mu\text{m}$ i dybdeprofilen ved innløpet, i midten og ved utløpet i anlegg A, B og C.

I anlegg C er verdiene lavere i bunnen enn i topplaget ved både innløpet, i midten og ved utløpet.

Som figur 3.5 viser er det ingen klar tendens til at andelen finstoff øker mot bunnen som forventet. Det kan likevel være slik at en stor andel finstoff ligger på bunnen av anlegget der det ikke finnes målinger fra.

Usikkerhet ved kornfordelingsanalysen er at dette er en manuell analysemetode. Ved forbehandling av filterprøvene ble omlag halvparten av filtermaterialet i søylene tilført prøveglassene. Det vil derfor være noe tilfeldig hvilken del av materialet som ble analysert. Partikler kan ha gått til spille ved flere ledd, både ved forberedelse av filtermaterialet på laboratoriet og under kornfordelingsanalysen.

3.1.9 Jern og aluminium

Tabell 3.9 viser en oversikt over hvor mye jern og aluminium som i gjennomsnitt er funnet i anleggene.

Tabell 3.9: Gjennomsnittlig mengde jern og aluminium funnet i anlegg A, B og C.

	Anlegg A	Anlegg B	Anlegg C
Jern (g kg^{-1})	13,9	14,4	14,9
Aluminium (g kg^{-1})	14,3	15,4	14,7

Jern- og aluminiumsverdiene kan tyde på at materialet kommer fra samme området. Fra 2000-2007 ble leira brukt ved produksjon av lettklinker, utvunnet

fra 'Jahr-feltet', som ligger i tilknytning til produksjonsområdet (Maxit, 2007). Tidligere ble leira utvunnet fra et nærliggende felt. Leirkvaliteten ved disse to feltene skal være omtrent identiske (Kjølseth pers.med). Det vil si at lettklinkene brukt i anlegg A og B antakeligvis kommer fra 'Jahr-feltet', mens lettklinkene brukt i anlegg C kommer fra det nærliggende feltet. Anlegg C ble bygget i 1999.

I følge Jørgensen (1997) består 'produksjonsleira' av like mye leire som silt. Det er andelen leire i en jordtype som avgjør hvor mye jern og aluminium som er bundet i materialet.

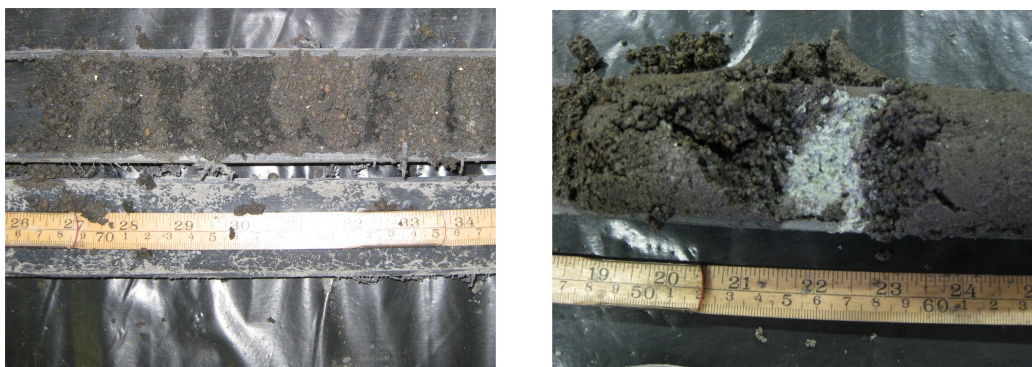
I følge Zhu (1998) er konsentrasjonene av jern og aluminium i Filtralite P henholdsvis 3,2 og 10,2 g kg⁻¹. De høye jernverdiene fra anlegg A, B og C kan tyde på at det opprinnelige leirmaterialet kommer fra et annet sted enn lettklinkene undersøkt av Zhu (1998).

Siden fosfor hovedsakelig binder seg til kalsium i filterbedanleggene, kommer ikke denne oppgaven nærmere inn på jern og aluminium. Jern- og aluminiumresultater målt i anleggene er vist i vedlegg A.

Det kan likevel nevnes at bindingen til jern- og aluminiumsoksider vil bli mer fremtredende når pH synker. I følge (Krogstad pers.med) vil ikke pH i filterbedanlegget bli så lavt at jern og aluminiumsoksider overtar hovedvekten av bindingen av fosfor. Hvis pH allikevel skulle synke så dramatisk vil det kunne være aktuelt å kalke filtermateriale for å heve pH.

3.1.10 Observasjoner fra felt og behandling av filtermaterialet

Ved uttak av filtermaterialet fra de ulike søylene ble det observert enkelte forskjeller. I anlegg A var det enkelte harde og svarte områder. De svarte områdene kan være anrikning av svovel, se bilde 3. Det kunne også være harde områder uten tendens til mørkere farge. I åtte av ni søyler fantes det harde områder, hovedsakelig i dybder rundt 40-70 cm. Erfaringer fra feltarbeidet viste også at det noen steder var vanskelig å slå plastrørene gjennom filtermaterialet, dette gjaldt spesielt anlegg A. De harde områdene kan være et mulig tegn på at det er her vannstanden i anlegget står. Det vil si at mye av anlegget vil være aerobt og gi utfelling av kalsiumkarbonater i overgangssonen mellom vann og oksygenrik sone. De harde områdene kan dessuten påvirke vannstrømmen slik at enkelte områder av filterbedanlegget ikke får utnyttet renskapasiteten. I anlegg C ble det funnet planterøtter i fem av ni søyler. Planterøtter ble observert i de øverste 25 cm av filtermaterialet. I tillegg ble det funnet lettklinker med størrelse 10-20 mm i to søyler ved 30 cm dyp. Dette viser at filtermaterialet i anlegget ikke er homogent. I søyle seks i anlegg C ble det observert forkalkning på omlag 2 cm i bredden, vist i bilde 3.



Bilde 3: Sjikt av svarte områder i en søyle og forkalkning i en annen søyle funnet i anlegg C.

3.2 Vannprøver

Anlegg A, B og C har i driftsperioden til en viss grad fått oppfølging gjennom serviceavtaler tilhørende anleggene. Service på filterbedanlegg gjennomføres vanligvis fire ganger i året, avhengig av hvilket firma anlegget har avtale med. Fra anlegg A og C har det fra enkelte perioder ikke vært mulig å oppdrive analyseresultater. Det er i utgangspunktet kommunen som skal ha oversikt over naturbaserte renseløsninger og deres serviceavtaler.

Tallmateriale fra alle anleggene vises i vedlegg C. Fra anlegg B er det kun én prøve hvor det er målt ledningsevne, pH og TOC, det er derfor ingen figurer av anlegg B i disse tilfellene. I hovedsak er det kommunen der dette anlegget er tilknyttet som tar vannprøver, og ved analyse måles ikke disse parametrene.

Som nevnt i kapittel 2.4 ble ikke flaskene skylt mellom prøvetaking. Ved anlegg C har Bioforsk tatt prøver i samme periode som undertegnende og det er like tendenser i begge prøvesettene. På bakgrunn av dette har det blitt vurdert at feilkilden som kan ha oppstått her vil være ubetydelig.

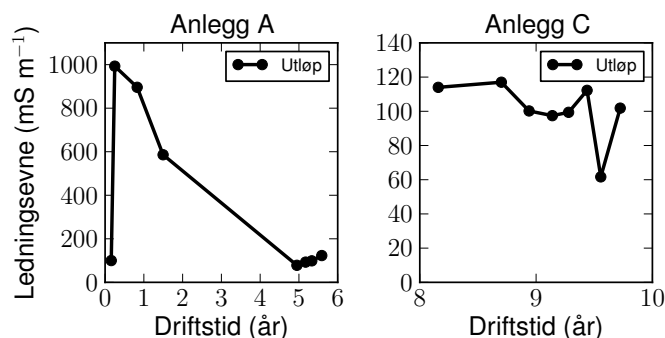
3.2.1 Ledningsevne og pH

Ledningsevnen sier noe om mengden løste ioner i vannfasen. Hoveddelen av de løste ionene vil i denne sammenheng være kalsium og magnesium. Måling av ledningsevnen kan derfor brukes som en indikasjon på hvor mye kalsium og magnesium som lekker ut av anlegget. Ledningsevnen er i følge Krogstad (pers.med) forventet å være høy i anleggets første driftsår.

Figur 3.6 viser at ledningsevnen i utløpet i anlegg A er veldig høy etter ett års drift, deretter synker den radikalt og ved fem års drift er den omlag 100 mS m^{-1} . Den første prøven ble tatt etter at anlegget har vært i drift i omlag to måneder, det

er uklart hvorfor denne er så lav.

I anlegg C er det kun målt ledningsevne etter åtte års drift. Ledningsevnen i denne perioden er forholdsvis lav.



Figur 3.6: Ledningsevnen (mS m^{-1}) endrer seg med driftstiden i utløpet til anlegg A og C.

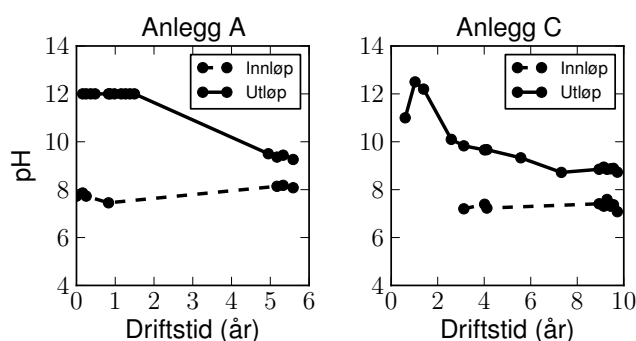
I følge det nordiske prosjektet 'Wastewater Treatment in Filter Beds' (Føllesdal, 2005) som foregikk i perioden 2002-2005 i Finland, Sverige, Danmark og Norge ble to pilotprosjekt tilhørende hvert land fulgt opp med analyser av vannprøver og filtermateriale. I det ene pilotanlegget fra Finland viste kalsiumkonsentrasjonen i utløpet en nedgang fra 820 mg l^{-1} til 130 mg l^{-1} i løpet av en to års periode (Vilpas et al., 2005). I pilotprosjektet fra Sverige hadde innholdet av kalsium i utløpet en synkende tendens i det ene anlegget, mens det i det andre anlegget ikke var store forskjeller mellom start og slutt i løpet av den undersøkte perioden (Hellström & Jonasson, 2005).

Nedgangen i kalsiuminnholdet samsvarer med ledningsevnen til anlegg A vist i figur 3.6. Bortsett fra den første prøven har anlegg A høy ledningsevne ved oppstart. Dette er et tydelig tegn på at kalsium og magnesium har lekket ut av anlegget. I en lengre periode, fra første driftsår til opp mot femte driftsår, er det ingen analyseresultater fra anlegg A, det er derfor uklart hvordan ledningsevnen endres i denne perioden.

Analyseresultatene i anlegg C er kun fra siste to driftsår og målepunktene tilsvarer nivået til de siste prøvene av anlegg A.

Fra anlegg B er det ingen analyser av ledningsevnen, men i løpet av første driftsår ble det oppdaget kalkslam i utløpet (Køhler, 2005b). Kalkslammet førte til gjentetting av kontrollkummen som resulterte i oppstiving av vann i hovedfilteret.

Innholdet av kalsium i filterbedanlegget er en faktor som påvirker pH-nivået i avløpsvannet. Figur 3.7 viser hvordan pH i innløpet og utløpet til anlegg A og C endrer seg over tid. I anlegg A er pH i utløpsvannet jevnt høye de første driftsårene. Målinger fra femte driftsår viser en klar nedgang i pH i løpet av anleggets første driftsår. Resultatene fra anlegg C i figur 3.7 viser at pH i utløpet synker gradvis



Figur 3.7: Endring av pH i innløpet og i utløpet i løpet av driftstiden til anlegg A og C.

i løpet av anleggets driftstid. I både anlegg A og C nærmer utløpsverdiene seg de stabile pH-verdiene i innløpet. Avløpsvann har i følge Jenssen et al. (1996) pH-verdi på 7-8. Dette stemmer med innløpsverdiene i figur 3.7.

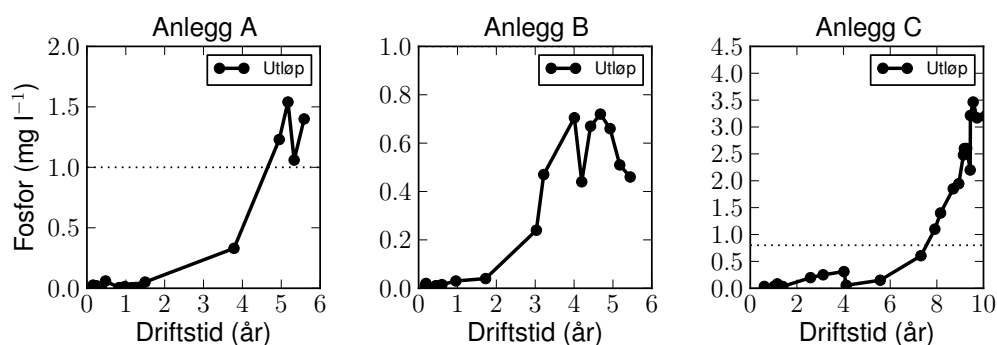
I følge Vilpas et al. (2005) var pH i det ene anlegget høyt i hele testperioden. I det andre anlegget var pH høyt ved oppstart og mot slutten av testperioden var pH sunket til 9,3. Dette kan sammenlignes med resultater fra figur 3.7 hvor pH er sunket til 9,2 og 8,7 etter seks og ti år. Ved pilotanleggene i Sverige var pH over 12 i hele testperioden i begge de undersøkte anleggene (Hellström & Jonasson, 2005).

I anlegg A er pH i utløpet stabilt på 12 i de to første driftsårene. Anlegg A var en del av det nordiske pilotprosjektet 'Wastewater Treatment in Filter Beds', de første to årene av anleggets eksistens. Endringene i pH i utløpet er som forventet. I løpet av anleggets driftstid vil pH i utløpet synke som en følge av synkende pH i selve filterbedanlegget. Dette skjer som følge av at kalsium enten binder seg til fosfor eller vaskes ut av anlegget.

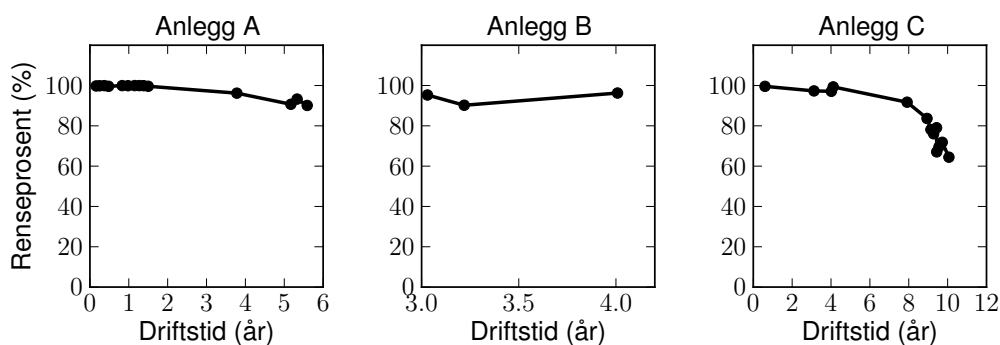
Analyser av ledningsevne og pH gir interessante opplysninger om situasjonen i filterbedanleggene. Disse parametrene burde derfor være en del av et analyseprogram ved analysering av vannprøver. Endringen i ledningsevnen er spesielt interessant i oppstartfasen av anleggene, da kan det føres en oversikt over hvor mye kalsium og magnesium som lekker ut av anleggene.

3.2.2 Total fosfor

Figur 3.8 viser fosforkonsentrasjonene i utløpet i anlegg A, B og C. Maksimalt tillatt utslipp av fosfor i Norge er normalt 1 mg P l^{-1} . Hver kommune kan fastslå verdiene utfra lokale bestemmelser så lenge de er under maksimalt tillatt utslipp. Den stiplede linjen i anlegg A og C viser maksimal tillatt utslippkonsentrasjon. Anlegg B ligger under grensen for tillatt utslipp. Anlegg A og B har den normale grensen, mens grensen for anlegg C er $0,8 \text{ mg P l}^{-1}$.



Figur 3.8: Konsentrasjonene til total fosfor, mg l⁻¹, i utløpet i anlegg A, B og C.



Figur 3.9: Renseprosenten til total fosfor i anlegg A, B og C.

I anlegg A øker utslippskonsentrasjonen etter fire års drift til over grensen på 1 mg P l⁻¹. Fra dette anlegget er det kun én vannprøve i en periode på tre-fire år. Etter denne prøven stiger fosforkonsentrasjonen betraktelig.

Hoveddelen av resultatene fra målingene og analysene fra anlegg B er gjort av kommunen. Fosforkonsentrasjonen i dette anlegget ligger under utslippskravet på 1 mg P l⁻¹. Konsentrasjonen stiger gradvis fram til tre års drift. De siste tre årene varierer utslippskonsentrasjonene mellom 0,4-0,7 mg P l⁻¹.

I anlegg C ligger fosforkonsentrasjonen under 0,5 mg P l⁻¹ de første seks årene, deretter stiger konsentrasjonene til 3,5 mg P l⁻¹ på forholdsvis kort tid. Analysene fra dette anlegget er i hovedsak utført av Bioforsk, i tillegg til noen vannprøver foretatt av undertegnende.

Figur 3.9 viser anleggenes renseprosent for fosfor. I anlegg A og B er renseprosenten etter noe driftstid fortsatt høy, det vil si over 90 %. Selv om fosforkonsentrasjonen i utløpet øker i femte driftsår er endringen i renseprosenten for anlegg A liten. Dette kan tyde på endring i tilført avløpsvann med høyere andel fosfor enn tidligere. Som det fremgår av figuren er resultatene fra anlegg B basert på et lite tallmateriale og viser dermed ingen tydelig tendens. Renseprosenten til anlegg C

er høy i de første driftsårene, men synker til 65 % etter ti års drift.

Forventet renseevne for fosfor i filterbedanlegg er høyere enn 90 % (NKF & NORVAR, 2001). I det nordiske pilotprosjektet omtalt i kapittel 3.2.1 var gjennomsnittlig renseprosent for fosfor 99 % (Føllesdal, 2005).

Både ved anlegg A og C er det i perioden det ikke er driftsoppfølging at fosforkonsentrasjonene i utløpet øker. Det er sannsynlig at det er en sammenheng mellom mangelfull driftsoppfølging og høye konsentrasjoner av fosfor i utløpet.

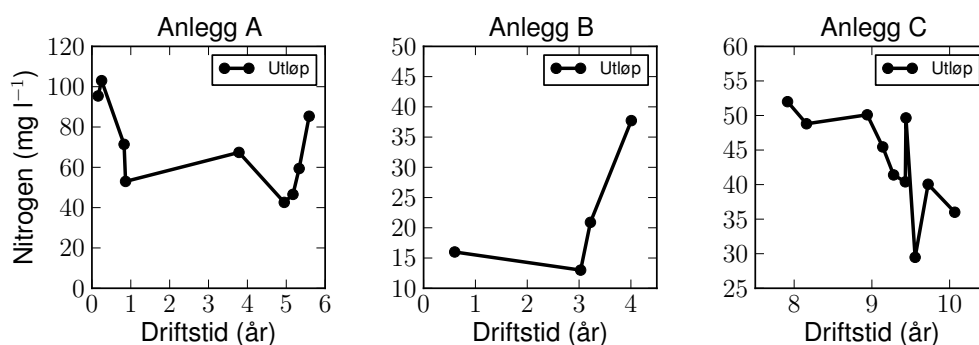
På bakgrunn av anleggenes forholdsvis korte driftstid er det forventet fortsatt lav konsentrasjon i utløpet. For anlegg C viser det seg at denne hypotesen ikke stemmer. Det samlede tallmaterialet fra anlegg C viser at anlegget ikke fungerer optimalt. De høye fosforverdiene i utløpet bekrefter dette. I følge service- og årsrapporten fra Hensel (2010) er det aktuelt med alternative tiltak for å øke tilbakeholdelsen av fosfor i anlegget. Utskiftning av filtermaterialet er et tiltak som nevnes.

Ulike faktorer som kan forårsake høye verdier av fosfor i utløpet er økt vannbelastning eller tilførsel av fremmedvann som kan føre til at fosforbindingsevnen reduseres som følge av kortere kontakttid mellom vann og filtermateriale. Anbefalt oppholdstid til avløpsvann er ti døgn for svartvann (NKF & NORVAR, 2001). Anlegg C er plassert i en nedsenket del av området og blir et oppsamlingssted for spillvann. På grunn av plasseringen kan det antas at en del fremmedvann blir tilført anlegget. For å registrere mengden fremmedvann inn i anlegget kan en vannmåler installeres i utløpet. Økt innhold av fosfor i avløpsvannet kan være en annen faktor som resulterer i høyere konsentrasjoner i utløpet. En annen mulighet for økt fosforkonsentrasjon i utløpet er at forfilteret ikke fungerer som det skal. Dette blir nærmere omtalt i kapittel 3.2.5.

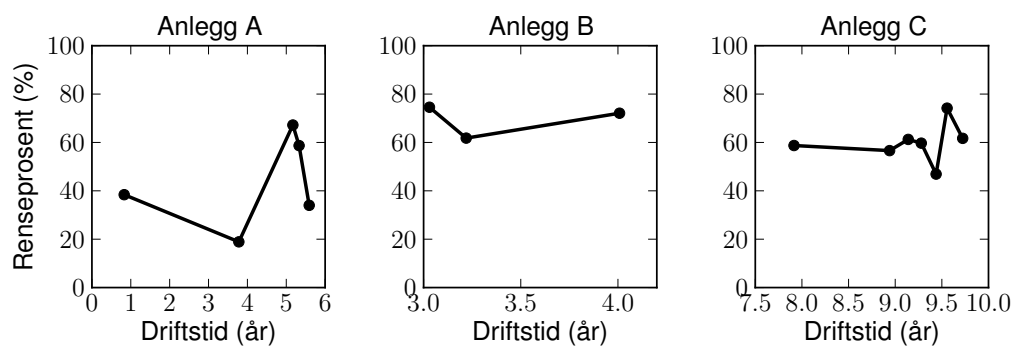
3.2.3 Total nitrogen

Figur 3.10 viser utløpskonsentrasjonene til nitrogen i anlegg A, B og C. Forløpet til nitrogenkonsentrasjonene i alle tre anleggene avviker fra hverandre. I anlegg A er det ingen tydelig tendens og utslippsverdiene varierer mellom 100 mg l^{-1} og 40 mg l^{-1} . For anlegg B er det lite tallmateriale, men resultatene viser en økning av nitrogen i utløpet. Anlegg C har tydelig nedgang i nitrogenkonsentrasjonen i løpet av anleggets driftstid.

Figur 3.11 viser anleggenes renseprosent for nitrogen. I rapporten over de nordiske pilotprosjektene viste resultatene at gjennomsnittlig renseevne for nitrogen var 50 % (Føllesdal, 2005). I anlegg A var renseeffekten for nitrogen og organisk materiale ikke optimalt de første driftsårene (Mæhlum & Køhler, 2005). Årsaken til dette ble antatt å være den store avstanden fra bolighusene til forfilteret på omlag 100 m. Temperaturen i avløpsvannet vil på grunn av den store avstanden synke til $<5^{\circ}\text{C}$ vinterstid. I tillegg var det problemer med gjentetting av filterma-



Figur 3.10: Konsentrasjonene til total nitrogen, mg l⁻¹, i utløpet i anlegg A, B og C.



Figur 3.11: Renseprosent for total nitrogen i anlegg A, B og C.

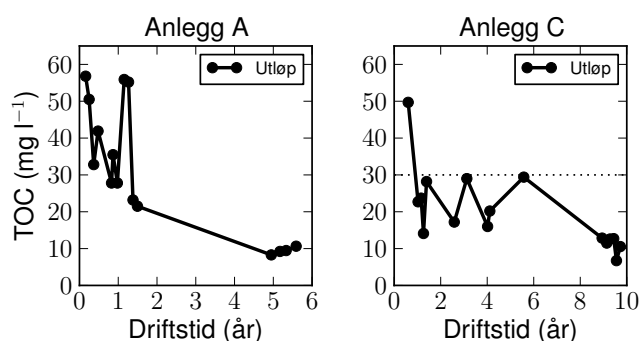
teriolet i forfilteret. I anlegg B og C ligger renseprosenten for nitrogen rundt eller over 50 %.

I Norge er det ingen rensekraft for nitrogen ved mindre renseanlegg. Typiske grenseverdier for nitrogen er 30 mg l⁻¹.

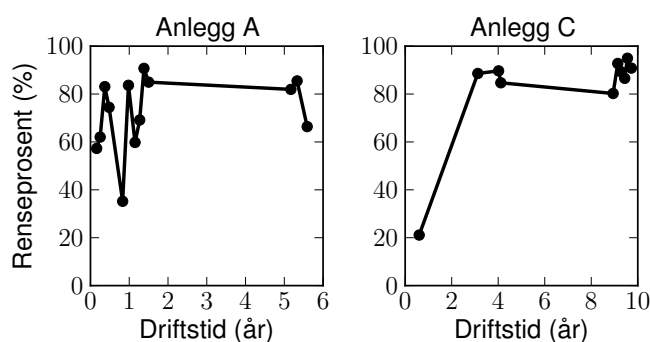
3.2.4 Total organisk karbon

Figur 3.12 viser hvor mye TOC som er funnet i utløpet i anlegg A og C. TOC sier noe om innholdet av organisk materiale i vannprøvene. Organisk materiale blir hovedsakelig fjernet i forfilteret og forventet renseprosent for TOC er i følge Yri et al. (2006) 80 %. I det nordiske pilotprosjektet nevnt tidligere var gjennomsnittlig rensesvne for KOF 85 % (Føllesdal, 2005).

Figur 3.13 viser renseprosenten til anlegg A og C. Renseprosenten har noe variasjon i de første årene av anleggenes driftstid. I anlegg C er renseprosenten de første årene veldig lav, men stiger opp mot optimal rensesvne etter omlag tre år. Grense for utslippskonsentrasjon av TOC for anlegg C er 30 mg l⁻¹ (NAVA, 2000).



Figur 3.12: Konsentrasjon til TOC, mg l⁻¹, i utløpet i anlegg A og C.



Figur 3.13: Renseprosen for TOC i anlegg A og C.

3.2.5 Betydning av forfilteret

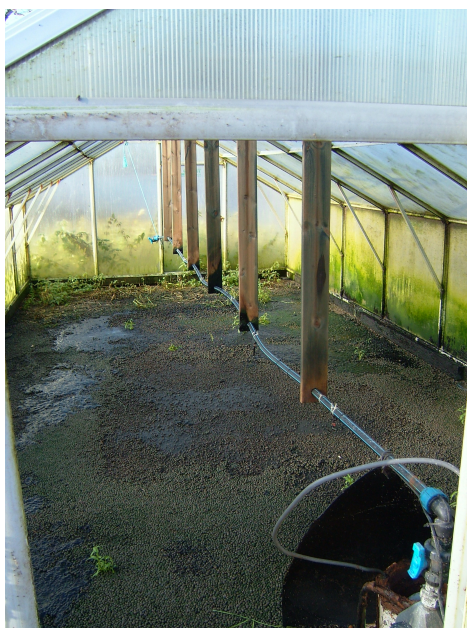
Som det kom fram av rapporten til Mæhlum & Køhler (2005) fungerte ikke forfilteret ved anlegg A i første driftsår blant annet på grunn av gjentetting av filtermaterialet.

I anlegg C er det på bakgrunn av den lave mengden fosfor som er anriket i anlegget og de høye utløpskonsentrasjonene tydelige tegn på at noe ikke fungerer som det skal. En mulig årsak til at dette kan være problemer med forfilteret. Forfilteret i anlegg C er i et drivhus som vist i bilde 4. I følge Pedersen (pers.med) er dette det eneste forfilteret i Norge som er bygget slik. Det har i en årsrapport fra anlegg C (Hensel, 2010) blitt rapportert at det vokser mye vegetasjon inntil veggene på forfilteret og at vegetasjonen sprer seg inn på filterflaten, se bilde 4. I veksthuset er tilgangen på næringsstoffer, vann og sollys høy. Vegetasjon på filterflaten er ikke negativt i seg selv. Plantene bidrar til opptak av næringsstoffer, nedbrytning av organisk materiale og patogene organismer. Røttene kan derimot bli et problem på grunn av gjentetting av filtermaterialet. For å oppnå optimal rensing i forfilteret er vedlikehold og driftsoppfølging nødvendig. Ved gjentetting av filtermaterialet kan oppstuvning av vann forekomme. Dette kan føre til anaerobe

forhold i forfilteret (Hensel⁴ pers.med); (Hensel, 2010). Anlegg C var uten driftsoppfølging i en periode på i overkant av tre år. Det var etter at driftsoppfølgingen opphørte at fosforverdiene i utløpet begynte å stige, se anlegg C i figur 3.8.

Under analysen av partikler med størrelse mindre enn 600 μm (se kapittel 3.1.8), ble det observert mørkere farge på filtermaterialet fra hovedfilteret i anlegg C enn fra de andre anleggene. Dette kan være et tegn på at det er mer organisk materialet her. I tillegg ble det observert plantemateriale i fem av ni søyler som nevnt i kapittel 3.1.10. Planter kan også bidra til økt mengde organisk materiale i anlegget. Påstanden om organisk materiale i hovedfilteret er kun basert på visuelle observasjoner.

Hvis forfilteret ikke fungerer som det skal, vil organisk materiale konkurrere med fosfor om bindingsplasser i hovedfilteret. Organisk materiale vil kunne bindes til kalsium og magnesium og gjør disse ionene utilgjengelig for fosfor. Det er derfor uønsket med høye forekomster av organisk materiale her. Hoveddelen av organisk materiale skal i prinsippet fjernes i forfilteret.



Bilde 4: Forfilteret til anlegg C ligger i et veksthus (Krogstad 2008).

⁴Guro Randem Hensel. Forsker, Bioforsk



Bilde 5: Vegetasjon i tilknytning til forfilteret i anlegg C.

3.3 Erfaringer fra felt og arbeid med oppgaven

Feltarbeidet hadde vært enklere å gjennomføre om det var utført oppmerking av ytterkantene i anleggene ved bygging. Utfra driftstegninger kan man vite hvordan anlegget i prinsippet skal være, men de faktiske forholdene kan avvike en del fra disse tegningene. Ved eventuelle senere behov for utskiftning av filtermaterialet vil en konkret oppmåling i felt være ettertraktet.

Underveis i prosessen med å skrive denne oppgaven er det observert at enkelte dokumenter omhandlende anleggene ikke samsvarer med hverandre. I tillegg ble det erfart at informasjon i dokumentene i noen sammenhenger ikke samsvarte med observasjoner i felt. Dette gjelder blant annet en fiberduk som skal ligge over det isolerende laget med lettklinker med størrelse 10-20 mm i hovedfilteret. Denne fiberduken ble ikke funnet ved noen av anleggene. I prinsippet kan fiberduken ha vært der i utgangspunktet og blitt oppløst. Mangel av fiberduk viser at det under byggeprosessen burde være en oppsynsmann tilstede.

Som nevnt i kapittel 3.2.2 kunne det bli vurdert å sette inn en vannmåler ved utløpet for å eventuelt registrere differansen i vannmengde mellom innløpet og utløpet. På grunn av at det mest sannsynlig kommer inn en del fremmedvann i de ulike anleggene, spesielt i anlegg C, vil vannmengden i utløpet være høyere.

Det har vært svært vanskelig å oppdrive informasjon over hva som er konsentrasjonen av ulike stoffer i det opprinnelige filtermaterialet, med spesiell tanke på kalsium, magnesium, jern og aluminium. På bakgrunn av dette burde det tas prøver av det opprinnelige materialet.

Erfaringer med innhenting av informasjon rundt de ulike anleggene har vist at ved anlegg A og C har ikke kommunene i særlig grad oversikt over drift og kontroll av anleggene. Anleggene har i perioder ikke hatt serviceavtaler, og dermed ikke blitt fulgt opp for å kontrollere utløpskonsentrasjoner og andre eventuelle

hensyn ved anleggene. Begge anleggene har verdier høyere enn tillatt utslipp-skonsentrasjon.

Ingen av de tre undersøkte anleggene er pilotanlegg med spesiell oppfølging. Anleggene burde likevel være bedre fulgt opp. Spesielt gjelder dette anlegg C som viser klare tendenser på at noe ikke fungerer som det skal.

For å undersøke om det har skjedd en eventuell komprimering av filtermaterialet, kunne det være interessant å dokumentere dybden på filtermaterialet når filtermassen i anlegget en gang skal byttes ut.

Kapittel 4

Konklusjon

Anrikningen av fosfor øker som forventet mot bunnen av anlegg A, B og C. Det er ikke blitt påvist sammenheng mellom økt fosformengde og økt ansamling av små partikler av kalk og leire mot bunnen. Det er som forventet funnet høyere anrikning av fosfor ved innløpene enn i resten av anleggene. Den totale mengden fosfor som er funnet anriket i anleggene er $1,71 \text{ g kg}^{-1}$ i anlegg A, $1,49 \text{ g kg}^{-1}$ i anlegg B og $0,6 \text{ g kg}^{-1}$ i anlegg C. Anlegg C har vært i drift i ni år, mens anlegg A og B har vært i drift i henholdsvis fem og fire år.

Levetiden i anlegg A og B er estimert til 14 år og tilsvarer den forventede levetiden til filterbedanlegg. Anlegg C har ut fra beregninger en levetid som er fem ganger høyere enn maksimal forventet levetid. På bakgrunn av den totale gjennomsnittlige mengden fosfor som er anriket i anlegg C og anleggets driftstid indikerer dette at anlegget består av en annen generasjon lettklinker med lavere innhold av kalsium.

Fosforkonsentrasjonen i utløpet er tilfredsstillende i anlegg B. I anlegg A og C er utløpskonsentrasjonene høyere enn maksimal tillatt utslippskonsentrasjon på henholdsvis 1 mg l^{-1} og $0,8 \text{ mg l}^{-1}$. Fra høsten 2007 til høsten 2009 er det registrerte stigende utslippskonsentrasjoner over den tillatte grensen i anlegg C, der høyeste registrerte konsentrasjonen er $3,5 \text{ mg l}^{-1}$. Dette viser at anlegget ikke fungerer som det skal.

Høye utløpsverdier av fosfor fra anlegg C kan komme av at forfilteret ikke fungerer som det skal og tilførsel av fremmedvann som reduserer oppholdstiden til avløpsvannet i anlegget.

Utløpskonsentrasjonene i både anlegg A og C begynte å øke etter at anleggene i perioder var uten serviceavtaler. Dette viser at alle konstruerte filterbedanlegg krever regelmessig driftsoppfølging.

Bibliografi

- Adam K. (2006). *Light weight aggregates and shellsand. Filter materials for phosphorus sorption in small-scale wastewater treatment systems*. Ph.D. thesis, Ås, Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for matematiske realfag og teknologi.
- Adam K., Krogstad T., Suliman F. & Jenssen P. (2005). 'Phosphorous sorption by filtralite P-small scale box experiment'. *Journal of Environmental Science and Health Part A-toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering* **40**(6-7):1239–1250.
- Arias C. A. & Brix H. (2005). 'Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified?'. *Water Science and Technology* **51**(9):267–273.
- Arias C. A., Brix H. & Johansen N. H. (2003). 'Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with a calcite filter'. *Water Science and Technology* **48**(5):51–58.
- Bechmann M., Krogstad T. & Sharpley A. (2005). 'A phosphorus Index for Norway'. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-soil and Plant Science* **55**(3):205–213.
- Brady N. C. & Weil R. R. (2004). *Elements of the Nature and Properties of Soils*. Pearson, Prentice Hall, second edn.
- Brix H., Arias C. A. & Bubba del M. (2001). 'Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands'. *Water Science and Technology* **44**(11-12):47–54.
- Cordell D., Drangert J.-O. & White S. (2009). 'The story of phosphorus: Global food security and food for thought'. *Global Environmental change* **19**(2):292 – 305.

- Elser J. J., Andersen T., Baron J. S., Bergstrom A. K., Jansson M., Kyle M., Nydick K. R., Steger L. & Hessen D. O. (2009). 'Shifts in Lake N:P Stoichiometry and Nutrient Limitation Driven by Atmospheric Nitrogen Deposition'. *Science* **326**(5954):835–837.
- Føllesdal M. (2005). 'Wastewater treatment in Filter Beds: Common Report from all Pilot Plants'. Tech. rep., Oslo, maxit Group AB. NI Project 02056.
- Gaut A. (1999). 'Naturbasert avløpsteknologi - bakgrunn, målsetning og muligheter'. *Vann* **34**(1B):171–173.
- Grønlund A. (2010). 'Fosforressurser i verden. Hvor mye har vi og hvor lenge varer de?'. Innlegg Norsk Vannforening 8.mars 2010, Oslo. https://www.tekna.no/ikbViewer/Content/794716/1en_Arne
- Hanserud O. S. (2010). 'Filterbedanlegg Gunnerenga, Ringerike kommune. Årsrapport 2009'. Tech. rep., Ås, Bioforsk.
- Heistad A. (2008). *Small scale wastewater treatment - design optimization, reduction and risk prediction*. Ph.D. thesis, Ås, Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for matematiske realfag og teknologi.
- Hellström D. & Jonasson L. (2005). 'Wastewater treatment in Filter Beds: - Evaluation of two onsite treatment plants in Sweden'. Tech. rep., Maxit Group AB and Nordic Innovation Centre.
- Hensel G. R. (2010). 'Filterbedanlegg på Bogstad gård, Oslo kommune: Service- og årsrapport 2009'. Tech. rep., Ås, Bioforsk.
- Hensel G. R., Køhler J. C. & Yri A. W. (2007). 'Sandfilteranlegg for rensing av avløpsvann fra bolig eller hytte'. *Bioforsk Tema* **2**(28):1–5.
- Holtan H., Kamp-Nilsen L. & O. S. A. (1988). 'Phosphorus in soil, water and sediment: an overview'. *Hydrobiologia* **170**:19 – 34.
- Jenssen P. D., Jonasson S. A. & Heistad A. (2006). 'Naturbasert rensing av avløpsvann - en kunnskapssammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer'. VA-Forsk_prosjektbr: 98-129 20, Stockholm, VA-Forsk, Svenskt Vatten AB.
- Jenssen P. D. & Krogstad T. (2003). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates.*, chap. Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA), pp. 259–271. WIT Press.

- Jenssen P. D., Krogstad T., Paruch A. M., Mæhlum T., Adam K., Arias C. A., Heistad A., Jonsson L., Hellström D., Brix H., Yli-Halla M., Vråle L. & Valve M. (in prep). 'Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries - performance and reuse of filter media'. *Ecological Engineering* .
- Jenssen P. D. & Mæhlum T. (1992). 'Optimalisering av jord- og plantebaserte renseanlegg og muligheter under norske klimaforhold'. *VANN* 27(1):87–95.
- Jenssen P. D., Mæhlum T., Krogstad T. & Vråle L. (2005). 'High performance constructed wetlands for cold climates'. *Journal of Environmental Science and Health Part A-toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering* 40(6-7):1343–1353.
- Jenssen P. D., Mæhlum T. & Zhu T. (1996). 'Construction and performance of subsurface flow constructed wetlands in Norway'. *Constructed wetlands in cold climate*. Niagara Ontario.
- Jørgensen P. (1997). 'Undersøkelser av Leca materiale. Rapport fra Institutt for plante- og miljøvitenskap.'
- Kadlec R. H. & Wallace S. D. (2009). *Treatment wetlands*. Taylor & Francis Group, LLC, second edn. Boca Raton, Florida.
- Køhler J. C. (2000). 'Årsrapport for NAVA BED, Bogstad Stiftelsen G.nr: 13 B.nr: 1'. Tech. rep., Naturbasert avløpsteknologi as.
- Køhler J. C. (2002). *Arbeidsbeskrivelse for bygging av NAVA Bed, Gunnerenga i Ringerrike kommune*. NAVA Naturbasert avløpsteknologi as.
- Køhler J. C. (2003a). *Arbeidsbeskrivelse for bygging av våtmarksanlegg for to boliger på Hvitsten gård i Hobøl kommune*. Ås, Jordforsk.
- Køhler J. C. (2003b). 'Årsrapport for NAVA BED, Bogstad gård 2002'. Tech. rep., NAVA BED.
- Køhler J. C. (2004). 'Årsrapport for NAVA BED, Bogstad gård 2003'. Tech. rep., Naturbasert avløpsteknologi as.
- Køhler J. C. (2005a). 'Årsrapport for NAVA BED, Bogstad gård 2004'. Tech. rep., Naturbasert avløpsteknologi as.
- Køhler J. C. (2005b). 'Servicerapport Gunnerenga renseanlegg 2005'. Tech. rep., Ås, Jordforsk.

- Køhler J. C. (2006). 'Servicerapport Gunnerenga renseanlegg 2006.'. Tech. rep., Ås, Bioforsk.
- Køhler J. C. (2009a). 'Filterbedanlegg på Bogstad gård, Oslo kommune. Service- og årsrapport 2008'. Tech. rep., Ås, Bioforsk.
- Køhler J. C. (2009b). 'Servicerapport Gunnerenga renseanlegg 2008'. Tech. rep., Ås, Bioforsk.
- Køhler J. C. (2009c). 'Servicerapport Gunnerenga renseanlegg 2009'. Tech. rep., Ås, Bioforsk.
- Kvarnström M. E., Morel C. A. L. & Krogstad T. (2004). 'Plant-availability of phosphorus in filter substrates derived from small-scale wastewater treatment systems'. *Ecological Engineering* **22**(1):1–15.
- Lantzke I. R., Heritage A. D., Pistillo G. & Mitchell D. S. (1998). 'Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow'. *Water Research* **32**(4):1280–1286.
- LMD (2003). 'Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav.'. Landbruks- og matdepartementet, Miljøverndepartementet, Helse- og omsorgsdepartementet.
- Maxit (2007). 'Miljørapport: maxit Leca Rælingen'. http://www.leca.no/media/37/miljo/MR_Raelingen2007.pdf. Sett: november 2009.
- Maxit (u.å). 'Product spesifcation of Filtralite'. http://www.filtralite.com/media/92/datasheets/Datablad_Filtralite_P_0-4.pdf, Sett: mars 2010.
- Mæhlum T. (1993). 'Bruk av konstruerte våtmarker i Norge - eksempler fra anlegg for kommunalt avløpsvann og sigevann fra avløpsdeponi'. Jordforsk-seminar, Ås, Jordforsk.
- Mæhlum T. & Jenssen P. D. (2003). *Constructed wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates.*, chap. Design and performance of integrated subsurface flow wetlands in a cold climate., pp. 69–86. WIT Press.
- Mæhlum T. & Køhler J. C. (2005). 'Wastewater treatment in filter beds. Report from pilot plant Hvitsten, Norway'. Tech. Rep. 47, Ås, Jordforsk.
- Mæhlum T. & Stålnacke P. (1999). 'Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: Effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations'. *Water Science and Technology* **40**(3):273–281.

- NAVA (2000). *NAVA Bed: Driftsinstruks og driftsjournal: Bogstad gård*. NAVA-Naturbasert avløpsteknologi as,.
- NKF & NORVAR (2001). 'Våtmarksfiltre: Utførelse, behandlingsanlegg, avløp: VA/miljø-blad'. Tech. Rep. 49, NKF and NORVAR.
- NSF (1979). 'Vannundersøkelse. Måling av pH'. Norges Standardiseringsforbund (NSF).
- NSF (1984). 'Vannundersøkelse. Bestemmelse av totalfosfor etter oppslutning med peroksodisulfat'. Norges Standardiseringsforbund (NSF).
- NSF (1993a). 'Vannundersøkelse. Bestemmelse av nitrogeninnhold etter oksidasjon med peroksodisulfat.'. Norges Standardiseringsforbund (NSF).
- NSF (1993b). 'Vannundersøkelse. Måling av konduktivitet.'. Norges Standardiseringsforbund (NSF).
- NSF (1997). 'Vannundersøkelse. Retningslinjer for bestemmelse av totalt organisk karbon (TOC) og løst organisk Karbon (DOC)'. Norges Standardiseringsforbund (NSF).
- Olsen K. S. (2001). 'Teoretisk levetid til to konstruerte våtmarker vurdert ut fra renseseffekt, sorpsjon og biomasseopptak av fosfor.'. Master's thesis, Ås, Norges Landbrukshøgskole, Institutt for Jord- og Vannfag.
- Paruch A. M., Krogstad T. & Jenssen P. D. (2007). 'Application of used wetland filter media in agriculture - control of heavy metal contents and faecal contamination'. *Ecology & hydrobiology* 7(3-4):125–136.
- Reddy K. R., Wetzel R. G. & Kadlec R. H. (2005). *Phosphorus: Agriculture and Environment*, chap. Biogeochemistry of Phosphorus in Wetlands, pp. 263–316. Agronomy monograph no. 46.
- Roseth R. (2000). 'Shell sand: A new filter medium for constructed wetlands and wastewater treatment'. *Journal of Environmental Science and Health Part A-toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering* 35(8):1335–1355.
- Scheffer & Schachtschabel (2008). *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum akademischer verlag.
- SSB (2000). 'Halve Norge renses høygradig'. <http://www.ssb.no/vis/emner/01/04/20/avlhyd/main.html>.

- SSB (2009). 'Naturressurser og naturmiljø. Små avløpsanlegg (<50 pe) etter renseprinsipp (F)'. http://statbank.ssb.no/statistikkbanken/Default_FR.asp?PXSid=0&nvl=true&P Language=0&tilside=selecttable/hovedtabellHjem.asp&KortnavnWeb=avlut.
- Stuanes A. O. (1982). 'Phosphorus sorption by soil; a review'. In A. S. Eikum & R. W. Seabloom (eds.), *Alternative Wastewater Treatment*, pp. 145–152. D Reidel Publishing Company.
- Søvik A. K. & Mørkved P. T. (2007). 'Fjerning av nitrogen fra avløpsvann i ulike filtermaterialer benyttet i mindre renselanlegg'. *VANN* **42**(1):3–15.
- Tarback & Lutgens (2005). *Earth. An Introduction to Physical Geology*. Pearson Education, Inc., eight edn.
- Vilpas R., Valve M. & Rätty S. (2005). 'Report from the pilot plants in Finland'. Tech. rep., Nordic Innovation Centre.
- Vymazal J. & Kropfelova L. (2009). 'Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience'. *Science of the Total Environment* **407**(13):3911–3922.
- Yri A., Hensel G., Aasen R. & Mæhlum T. (2006). 'Undersøkelse av mindre avløpsanlegg i normal drift' **1**(151). Ås, Bioforsk.
- Zhu T. (1998). *Phosphorus and nitrogen removal in light-weight aggregate (LWA) constructed wetlands and intermittent filter systems*. Ph.D. thesis, Norges Landbrukshøgskole.
- Zhu T., Jenssen P., Mæhlum T. & Krogstad T. (1997). 'Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) - Potential filter media in treatment wetlands'. *Water Science and Technology* **35**(5):103–108.
- Zhu T., Mæhlum T., Jenssen P. & Krogstad T. (2003). 'Phosphorus sorption characteristics of a light-weight aggregate'. *Water Science and Technology* **48**(5):93–100.

Tillegg A

Resultater fra ICP-analyse

De neste sidene viser resultater fra ICP-OES-analyser. Konsentrasjoner av Al, Ca, Fe, Mg og P i dybden i tilhørende søyle som er bundet i anlegget.

Anlegg A						
Søyle	Dybde	Al	Ca	Fe	Mg	P
	cm	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg
1	10	15,8	23,9	14,7	25,6	1,3
	30	13,9	29,6	13,7	17,6	2,9
	50	12,4	24,4	13,7	8,9	2,0
	63	13,2	9,5	13,5	7,4	1,9
2	10	15,5	30,9	14,2	22,6	1,7
	30	15,7	23,3	14,5	23,3	1,4
	50	14,6	24,8	14,1	18,7	1,8
	70	11,9	20,0	13,3	7,7	2,3
	84	12,7	13,3	13,5	7,5	3,1
3	10	15,6	28,6	14,5	24,9	1,2
	30	14,6	22,9	14,2	22,9	1,7
	50	15,8	25,7	14,3	27,6	1,3
	70	12,0	29,6	13,0	9,2	2,7
	84	12,6	24,2	13,8	8,7	2,5
4	10	14,9	28,7	13,7	22,9	1,4
	30	14,7	23,7	14,1	24,6	1,6
	50	11,5	29,6	12,3	12,7	2,2
	70	11,6	24,3	12,9	13,4	1,8
	90	13,1	25,8	13,6	14,6	2,2
	108	11,4	32,0	12,1	11,2	3,3
5	10	15,3	27,6	14,1	22,2	1,3
	30	15,6	22,1	14,7	24,2	1,2
	50	13,0	20,2	12,8	22,0	1,3
	70	14,6	23,5	13,3	26,5	1,4
	90	13,8	38,7	12,5	24,8	2,4
	102	13,0	27,3	13,8	15,4	1,8
6	10	12,4	27,9	13,0	11,9	1,3
	30	15,1	29,8	13,9	23,6	1,5
	50	14,1	23,4	13,6	23,9	1,6
	70	13,9	20,7	13,3	22,7	1,3
	90	15,2	19,6	14,1	26,3	1,5
	92	13,9	21,2	13,7	22,0	1,6
7	10	15,3	24,5	14,6	20,4	1,3
	30	14,2	19,9	13,3	24,1	1,6
	50	16,6	19,8	14,5	26,3	1,4
	70	15,5	26,5	14,2	22,2	1,3
	90	15,5	22,8	14,5	21,6	1,3
8	10	14,7	31,0	13,9	18,2	1,3
	30	16,2	23,2	15,0	23,9	1,6
	50	15,1	25,2	14,4	22,3	1,3
	70	15,5	25,2	14,9	22,2	1,6
	90	14,2	27,5	13,3	21,7	1,4
9	10	14,9	26,0	14,4	20,2	1,5
	30	16,1	24,3	14,7	26,9	1,6
	50	15,6	27,0	14,6	23,1	1,4
	60	15,4	23,9	14,9	20,4	1,2

Anlegg B

Søyle	Dybde cm	Al g/kg	Ca g/kg	Fe g/kg	Mg g/kg	P g/kg
1	10	14,7	39,1	14,2	16,9	1,5
	30	14,0	44,3	13,1	20,2	1,8
	50	12,6	43,0	12,6	14,8	2,1
	53	13,4	24,7	13,9	12,8	1,8
2	10	16,0	30,0	14,8	18,0	1,5
	30	16,0	25,6	14,4	25,2	1,4
	50	16,0	28,1	14,2	30,4	1,3
	57	16,0	28,9	14,8	26,9	1,3
3	10	18,6	24,3	17,4	14,5	1,5
	30	15,5	29,5	14,4	23,0	1,5
	50	14,9	30,7	13,7	26,0	1,6
	70	15,4	32,9	14,1	24,0	1,8
	80	14,6	30,4	13,9	20,2	1,7
4	10	15,5	38,8	14,2	19,9	1,2
	30	14,5	34,0	13,6	25,4	1,8
	50	14,1	32,6	13,5	20,5	1,8
	70	13,2	29,0	13,1	16,1	1,8
	77	13,2	35,0	13,8	13,5	1,4
5	10	15,8	24,6	15,4	18,3	1,2
	30	14,8	28,4	14,2	20,9	1,3
	50	14,3	24,2	13,8	20,8	1,3
	70	16,2	21,9	14,8	25,4	1,5
	83	15,9	24,3	14,4	27,3	1,5
6	10	18,8	28,1	18,3	13,0	1,3
	30	15,8	26,7	14,3	25,0	1,6
	50	15,0	26,2	13,7	24,6	1,4
	70	14,5	23,3	13,8	22,2	1,4
	80	15,3	23,8	13,9	25,3	1,6
7	10	15,9	42,3	14,1	22,2	1,2
	30	16,1	25,4	14,6	28,6	1,4
	50	15,7	22,7	14,6	26,7	1,6
	70	14,2	30,9	13,5	19,5	2,1
	79	13,4	27,8	13,3	15,6	1,8
8	10	15,8	38,4	14,6	21,7	1,1
	30	16,7	32,8	15,5	24,3	1,1
	50	17,0	30,8	15,5	24,9	1,2
	70	16,0	23,1	15,3	25,1	1,5
	85	15,5	18,9	14,5	27,9	1,4
9	10	19,1	23,8	18,5	12,8	1,2
	30	15,2	28,7	13,7	24,4	1,2
	50	15,7	31,2	13,9	23,4	1,2
	70	16,4	34,1	15,0	23,2	1,3
	80	15,7	29,6	14,8	23,1	1,5
10	10	14,5	43,2	13,7	15,9	1,5
	30	13,1	52,0	12,6	18,5	1,6
	50	15,0	35,9	13,8	21,7	1,7
	65	15,7	33,3	14,4	21,8	1,9
11	10	15,7	26,2	14,7	22,2	1,2
	30	15,7	22,2	14,3	28,9	1,2
	50	16,8	22,2	15,0	29,0	1,2
	71	16,8	25,1	14,9	32,9	1,4
12	10	14,8	27,9	14,9	13,4	1,4
	30	15,1	28,4	14,0	24,7	1,3
	50	15,3	25,3	14,5	22,6	1,2
	70	15,2	28,0	14,2	24,3	1,7
	82	16,2	27,4	15,2	24,1	1,4

Anlegg C

Søyle	Dybde cm	Al g/kg	Ca g/kg	Fe g/kg	Mg g/kg	P g/kg
1	10	13,4	17,5	15,3	8,9	0,65
	20	14,1	18,9	15,4	13,4	0,68
	30	13,7	15,2	15,4	14,8	0,70
	40	13,5	16,0	15,0	14,1	0,78
	50	13,3	12,2	14,7	12,8	0,78
	60	14,2	9,1	15,7	11,7	0,77
	70	14,7	10,3	16,4	13,0	1,0
	80	14,7	11,5	16,4	13,2	0,99
2	10	13,0	20,9	14,6	8,4	0,53
	20	13,5	18,1	15,9	10,4	0,79
	30	13,4	20,1	13,8	15,2	0,68
	40	13,5	16,6	13,8	16,5	0,72
	50	13,8	13,0	14,7	14,8	0,76
	60	13,8	11,3	15,1	12,9	0,73
	64	13,3	9,4	14,8	11,6	0,66
3	10	14,4	13,6	15,9	9,1	0,54
	20	13,3	23,4	14,0	12,5	0,57
	30	14,1	16,5	14,1	17,0	0,62
	40	14,0	15,7	13,8	18,5	0,77
	50	14,4	16,0	14,4	17,1	0,77
	60	13,8	12,8	14,7	14,9	0,75
	66	15,2	19,2	15,7	18,3	1,0
4	10	16,0	22,7	17,7	10,4	0,63
	20	13,5	25,2	14,2	13,3	0,46
	30	14,5	19,1	13,7	21,8	0,53
	40	13,7	18,9	13,0	19,0	0,56
	50	16,4	24,5	14,6	24,6	0,61
	60	13,9	21,4	13,3	20,4	0,77
	70	13,7	21,5	13,5	18,3	0,96
5	10	19,5	9,7	20,8	7,0	0,88
	20	18,6	17,5	19,3	10,4	0,67
	30	14,6	18,7	14,6	17,7	0,34
	40	14,2	16,3	13,8	20,1	0,32
	50	14,7	16,4	14,5	19,8	0,39
	60	14,0	16,3	13,7	18,6	0,59
	70	14,2	17,8	13,9	19,2	0,68
	75	14,0	18,3	14,0	18,0	0,66
6	10	20,9	11,6	25,1	8,0	1,1
	20	16,7	21,0	18,0	11,6	0,61
	30	13,8	20,2	13,7	18,7	0,36
	40	14,2	16,5	13,6	19,7	0,33
	50	14,5	15,6	13,8	20,0	0,33
	60	15,1	20,2	14,1	19,4	0,39
	70	13,9	16,6	13,8	17,0	0,60
	75	13,2	18,1	13,2	18,2	0,77
7	10	16,6	15,0	18,4	8,1	0,67
	20	12,8	15,9	13,1	14,8	0,31
	30	12,9	17,9	12,8	18,1	0,35
	40	13,7	21,1	12,9	20,4	0,53
	50	12,8	23,8	12,4	18,7	0,62
	60	12,1	18,1	11,8	17,2	0,61
	70	15,1	31,0	13,5	19,9	0,72
	80	16,3	29,8	14,1	21,6	0,77

	85	16,6	30,2	14,4	22,6	0,73
8	10	14,2	8,3	17,5	6,7	0,72
	20	13,5	18,2	14,2	12,3	0,32
	30	14,7	22,1	14,5	21,0	0,31
	40	14,9	19,7	14,4	22,2	0,33
	50	14,6	17,7	14,3	18,9	0,38
	60	13,9	20,6	14,2	17,6	0,53
	70	15,1	26,9	13,9	20,3	0,52
	75	16,5	24,9	15,1	19,5	0,29
	9	10	14,3	14,2	15,5	9,8
20		14,9	21,6	14,0	24,0	0,34
30		14,7	23,2	14,5	19,4	0,46
40		16,0	22,4	14,8	19,9	0,42
50		16,7	22,5	15,2	19,4	0,35
60		17,3	22,7	15,5	20,9	0,46
70		17,2	21,7	15,2	21,3	0,53
80		17,1	23,4	15,1	22,4	0,59

Tillegg B

Anlegg C

Tabell B.1: Tabellen er en oversikt over hvordan de 43 pe tilknyttede anlegg C er fordelt.

Type avløpsvann	Svart- og gråvann	
Antall husstander	3	boliger
Spesifikt antall personer pr. bolig	4	pe/bolig
Antall faste pe	12	pe
Avledet antall pe (hotell, kafe, etc)	43,5	pe
Totalt antall pe	55,5	pe
Beleggsprosent på årsbasis	70	%
Beleggsprosent på ukebasis	77,5	%
Spesifikk belastning pr. pe	0,2	m ³ /døgn
Q _{spillvann}	11,1	m ³ /døgn
Fremmedvann	-	m ³ /døgn
Q _{maksdim}	11,1	m ³ /døgn
Q _{ukedim}	9,2	m ³ /døgn

Tillegg C

Vannprøver

TILLEGG C. VANNPRØVER

Anlegg A 10 pe	Dato	TOT-P, inn	TOT-P, ut	TOT-N, inn	TOT-N, ut	Ledevne, inn	Ledevne, ut	pH, inn	pH, ut	TOC, inn	TOC, ut
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mS/m	mS/m			mg/l	mg/l
	02.12.2003	12,100				161,0		7,73		133,0	56,8
	28.01.2004	12,600	0,026		95,4	169,0	100,0	7,86	>12	133,0	50,5
	01.03.2004	15,000	0,020		103,0	179,0	993,0	7,73	>12	133,0	50,5
	13.04.2004	14,300	0,009						>12	194,0	32,8
	24.05.2004	15,200	0,060	153,0					>12	164,0	41,9
	28.09.2004	10,100	0,005	116,0	71,4	141,0	896,0	7,45	>12	42,9	27,8
	12.10.2004		<0,005		53,0				>12		35,5
	22.11.2004	14,000	0,014						>12	170,0	27,8
	25.01.2005	14,300	0,005						>12	139,0	55,9
	07.03.2005	12,900	0,007						>12	179	55,2
	18.04.2005	14,200	0,011						>12	250	23,2
	30.05.2005	13,800	0,051			149,0	586,0		>12	143	21,5
	12.09.2007	8,700	0,330	83,1	67,4	131,0	↗				
	10.11.2008		1,230		42,6		78,25		9,5		8,29
	31.01.2009	16,535	1,540	142,12	46,57	149,85	92,9	8,14	9,36	51,1	9,23
	30.03.2009	15,750	1,060	143,85	59,4	153,1	98,7	8,18	9,44	65,2	9,47
	02.07.2009	14,170	1,400	129,3	85,35	154	123	8,08	9,26	31,7	10,65

Oppstart:
01.12.2003

Anlegg B 110 pe	Dato	TOT-P, inn mg/l	TOT-P, ut mg/l	TOT-N, inn mg/l	TOT-N, ut mg/l	Led.evne, inn mS/m	Led.evne, ut mS/m	pH, inn	pH, ut	TOC, inn mg/l	TOC, ut mg/l
	02.11.2004		0,010								
	09.11.2004		0,020								
	08.02.2005		<0,01								
	15.02.2005		0,010								
	08.04.2005		0,015	16							
	17.08.2005		0,030								
	23.05.2006		0,040								
	12.09.2007	5,100	0,240	51,1	13,0	89,4					
	20.11.2007	4,800	0,470	54,7	20,9	82,7					
	03.09.2008	18,900	0,705	135,15	37,73	125	73,8	7,69	9,52	177,3	7,33
	11.11.2008		0,440								
	02.02.2009		0,670								
	05.05.2009		0,720								
	04.08.2009		0,660								
	03.11.2009		0,510								
	09.02.2010		0,460								

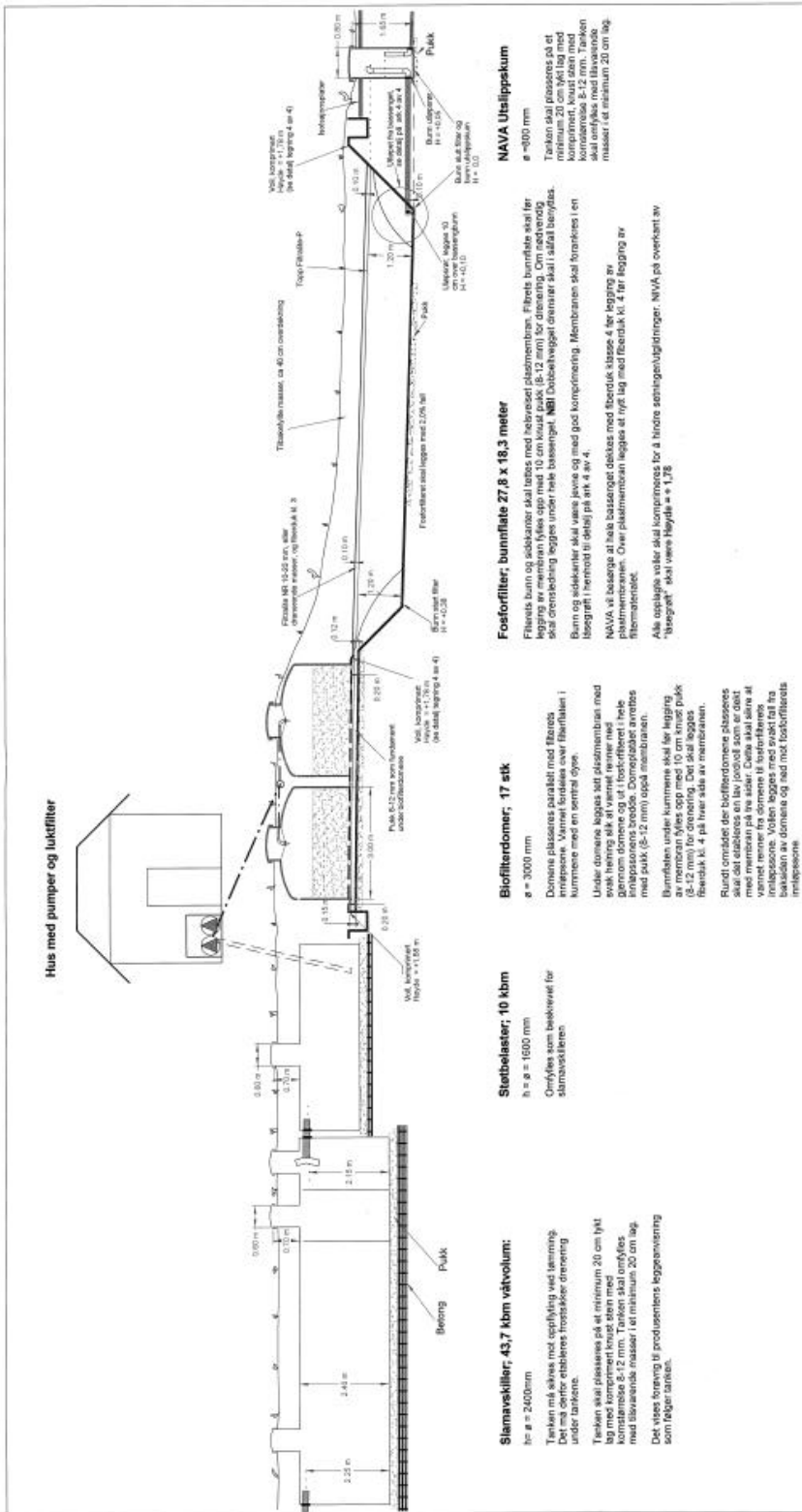
**Oppstart:
01.09.2004**

TILLEGG C. VANNPRØVER

Anlegg C 43,1 pe	Dato	TOT-P, inn mg/l	TOT-P, ut mg/l	TOT-N, inn mg/l	TOT-N, ut mg/l	Ledevne, inn mS/m	Ledevne, ut mS/m	pH, inn	pH, ut	TOC, inn mg/l	TOC, ut mg/l
Oppstart: 15.10.1999	22.05.2000	8,280	0,03						11	63	49,7
	24.10.2000		0,036						12,5		22,7
	11.12.2000		0,081								23,7
	17.01.2001		0,020								14,1
	06.03.2001		0,033						12,2		28,2
	15.05.2002		0,197						10,1		17,2
	28.11.2002	9,330	0,250					7,2	9,83	254	29
	20.10.2003	10,76	0,31					7,39	9,66	155	16
	24.11.2003	8,07	0,06					7,23	9,67	132	20,2
	10.05.2005		0,15						9,33		29,4
	06.02.2007		0,61						8,72		
	12.09.2007	13,3	1,1	126,0	52,0	148,0	114,0				
	10.12.2007		1,4		48,8		117,0				
	25.06.2008		1,85								
	20.09.2008	11,91	1,95	115,5	50,1	110	100,2	7,41	8,85	65	12,85
02.12.2008	11,34	2,48	117,3	45,45	115	97,45	7,31	8,94	159	11,5	
16.12.2008		2,6									
22.01.2009	10,86	2,6	102,75	41,4	100,2	99,4	7,59	8,85	118	12,6	
18.03.2009	10,5	2,2		40,4							
21.03.2009	9,77	3,22	93,53	49,65	94,45	112,25	7,31	8,87	94,45	12,7	
03.05.2009	11,39	3,47	114,15	29,48	108,9	61,65	7,37	8,89	133,5	6,73	
03.07.2009	11,26	3,17	104,55	40,05	95,6	101,85	7,08	8,73	115	10,55	
05.11.2009	9	3,2		36							

Tillegg D

Arbeidstegninger



Figur D.2: Anlegg B

