

RAPPORT LNR 3741-97

Restaurering av Borrevannet

Selvrensing av nærings-
salter og suspendert stoff
gjennom naturlige
sivbelter

SLUTTRAPPORT



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 04 30 33
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgt 55
5008 Bergen
Telefon (47) 55 32 56 40
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Restaurering av Borrevannet Selvrensing av næringssalter og suspendert stoff gjennom naturlige sivbelter Sluttrapport	Løpenr. (for bestilling) 3741-97	Dato 1. des. 1997
	Prosjektnr. O-92064, E-92426	Sider Pris 46
Forfatter(e) Bratli, Jon Lasse Gjøstein, Anja Mjelde, Marit	Fagområde Vannressurs- forvaltning	Distribusjon
	Geografisk område Vestfold, Borre kommune	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Borre kommune, Norges forskningsråd (NFR), Statens landbrukstilsyn, Norsk institutt for vannforskning (NIVA)	Oppdragsreferanse
--	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Det er gjennomført en storskala undersøkelse av selvrensing i et naturlig sivbelte i sørenden av Borrevannet. Det har hittil vært usikkert om våtmarker reduserer eller øker tilførslene av næringssalter til innsjøer. Sivområdet ble isolert vha. en PVC-duk for å kunne kvantifisere inn- og utstrømningen av vann, næringssalter og suspendert stoff. Sju tilløpspunkter ble undersøkt jevnlig, flere med automatisk prøvetakingsutstyr. Retensjonen eller selvrensingen er høyest (ca 95%) for suspendert og organisk materiale. Algetilgjengelig ortofosfat har også høy retensjon (85%), noe lavere for total fosfor (65%) og lavest for total nitrogen (44%). Retensjonsprosenten for alle parametere utenom nitrogen var høy gjennom hele året, også vinteren 1995 da tilførslene var forholdsvis store og de biologiske prosesser minimale. For nitrogen varierer retensjonen betydelig, fra 50-85% om sommeren til ca 30% om vinteren. Det er ikke foreslått å tilføre våtmarka mer vann fra hovedtilførselselva, da gevinsten er vurdert til å være relativt marginal.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Våtmark Næringssalter Suspendert stoff Retensjon 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Wetland Nutrients Suspended matter Retention
--	--


Jon Lasse Bratli
Prosjektleder

ISBN 82-577-3310-5


Dag Berge
Forskningssjef

Restaurering av Borrevannet

**Selvrensing av næringsalter
og suspendert stoff gjennom
naturlige sivbelter**

Sluttrapport

Forord

Prosjektet "Restaureringsplan for Borrevannet" kom i stand som et samarbeid mellom NIVA og Borre kommune/Borrevannet grunneierlag/Arbeidsutvalget for Borrevannet. Sistnevnte tok initiativ til at det ble søkt finansiering hos STIL (Statens tilsynsinstitusjoner i landbruket). I tillegg til STIL (nåværende Statens Landbrukstilsyn) har Borre kommune, Forskningsrådet (ved Norsk Hydrologisk komité og KOMTEK) og NIVA selv bidratt med finansieringen.

Denne rapporten omhandler den forskningsmessige delen av Borrevannsprosjektet, som i tillegg har bestått av en tiltaksorientert overvåking av Borrevann og tilførselsbekker, og utredningen av en tiltaksplan med forslag til gjennomføring av en rekke tiltak for forbedring av vannkvaliteten i Borrevann. Rapporten er en sluttrapporten med resultater for årene 1994-1996.

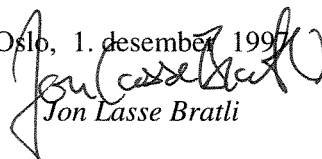
Arbeidsutvalget for Borrevannet har fungert som en referansegruppe for prosjektet og har bestått av:

Kåre Nordal/ Tore Rolf Lund, miljøvernleder i Borre kommune
Steinar Eggum, landbrukssjef i Borre kommune
Ragnhild Trosby, leder natur og miljøutvalget (observatør)
Donald Campbell, teknisk sjef i Borre kommune
Carl Matisen, byveterinær i Borre kommune
Odd Wøyen, leder i Borrevannets grunneierlag
Anne Skov, Fylkesmannens miljøvernavdeling

NIVA ved undertegnede har hatt ansvaret for gjennomføringen av prosjektet. Dag Berge har vært en sterk faglig støtte under hele arbeidet. Johan Ahlfors har hatt ansvaret for alt tekniske utstyr i felt, og har dessuten gjennomført det meste av feltarbeidet. Anja Gjøstein har tilrettelagt endel av rådataene og har stått for mye av tallbehandlingen. Sistnevnte har også deltatt i rapporteringen. Marit Mjelde har kartlagt makrovegetasjonen. Nils Roar Sælthun har beregnet vannføringer der observasjonsdata har manglet. Pumpemester Alfred Nilsen har stått for innsamling av de meteorologiske dataene, samt data om vannstand i Borrevannet. Samtlige ansatte på instrument- og utstyrssentralen, dvs. Arne Veidel, Morten Willbergh, Erik Bjerkes og Brynjar Hals har bidratt i høy grad til at dette prosjektet har vært praktisk mulig å gjennomføre.

Takk til Lars Leonardsson ved Universitetet i Lund for et godt samarbeid og nyttige kommentarer. Takk til Jørgen Edgren ved Duksveis A/S som har laget delingsduken som har stått imot harde påkjenninger. Til sist en takk til grunneierne i området, spesielt Odd Wøyen og Liv Eide Bø, for lån av utstyr og ellers all velvillighet.

Oslo, 1. desember 1997



Jon Lasse Bratli

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	8
1.1 Retensjonsprosesser i våtmarker	8
1.1.1 Makrofyttenes rolle	10
1.2 Tidligere erfaringer fra inn- og utland	11
2. Områdebeskrivelse	13
2.1 Innsjøen og nedbørfeltet	13
2.2 Makrovegetasjonen i Vassbånn	15
2.2.1 Generell beskrivelse av makrovegetasjonen	15
2.2.2 Arealdekning av makrovegetasjonen	16
2.2.3 Igjengroing av vassbånn	17
3. Metodeoppsett	19
3.1 Prøvetakingssteder og parametre	19
3.2 Kartlegging av makrovegetasjon	21
3.3 Teknisk infrastruktur	21
3.3.1 Delingsduk	21
3.3.2 Vannføringsmålinger til våtmarka	21
3.3.3 Vannføringsmålinger ut av våtmarka	22
3.3.4 Automatiske vannprøvetakere	22
4. Hydrologi og vannbalanse i våtmarka	23
4.1 Temperatur og nedbør	23
4.2 Avrenning fra landarealene	24
4.3 Vannbalanse	26
5. Stofftransport og retensjon	29
5.1 Tilførsler fra landarealene	29
5.2 Direkte tilførsler til åpen vannflate	29
5.3 Retensjonsbetraktninger på årsbasis	30
5.4 Retensjon på sesongbasis	31
5.5 Retensjon på døgnbasis	34
5.6 Variasjon i retensjon i forhold til tilførselsmengder	37
6. Eventuell overføring av mer vann til våtmarka	39
6.1 Forhold som virker inn på den permanente retensjonen	39
6.1.1 Stoffbelastning og karakterisering av sediment	39
6.1.2 Sedimentets karakter	40
6.1.3 Hydraulisk belastning	41
6.2 Anbefaling vedrørende overføring av mer vann til våtmarka	43

7. Usikkerhetsvurderinger	44
8. Referanser	45

Sammendrag

Rapporten omhandler en storskala feltundersøkelse i årene 1994-1996, der en har forsøkt å estimere selvreinsingen eller retensjonen av næringssalter og suspendert materiale gjennom et 250 daa stort våtmarksområde (sivbelte) i sørenden av Borrevannet i Vestfold.

Tidligere undersøkelser av storskala prosjekter i naturlige sivbelter fra utlandet, hovedsakelig USA, har i de fleste tilfeller vist en positiv retensjon av næringssalter og suspendert stoff. Enkelte undersøkelser har imidlertid vist det motsatte, at våtmarker lekker mer næringssalter (særlig fosfor) enn det som blir holdt tilbake. Andre undersøkelser viser at det som blir holdt tilbake i våtmarka om sommeren (i produksjonssesongen) tapes ved nedbrytning og utspyling om høsten og vinteren.

Sivbeltet i Borrevann (hovedsakelig bestående av takrør, *Phragmites australis*) ble isolert med en 250 m lang armert PVC-duk med en tunnel for å slippe vannet ut av våtmarka. Å dele av våtmarka fra resten av innsjøen var nødvendig for å kunne måle inn- og utstrømming av vann mellom våtmarka og innsjøen både mhp. vannkvantitet og vannkvalitet.

Det ble målt vannføring og tatt vannprøver i sju tilløpspunkter (bekker og dreneringskummer) i våtmarkas nedbørfelt. To delfelt hadde automatiske vannføringsstasjoner, og fem felt hadde volumproporsjonale blandprøvetakere. Vannet ut av våtmarka ble målt med en vannføringsmåler som virker etter elektromagnetiske prinsipper tilpasset eutrofe forhold. Det ble målt på totalverdier av nitrogen og fosfor, samt de uorganiske fraksjonene, og dessuten suspendert tørrstoff og suspendert gløderest.

Retensjonsberegningene viser en høy retensjon av suspendert stoff og suspendert gløderest, henholdsvis 94 og 97 % for hele perioden 1994-1996. Retensjonen av total fosfor er også høy med et gjennomsnitt på 65%. Algetilgjengelig ortofosfat har en retensjon på 85%, noe som er spesielt verdifullt som begrensende faktor for algeveksten i Borrevannet. Nitrogenfraksjonene har en noe lavere retensjon, 44% av total nitrogen blir i gjennomsnitt holdt tilbake i våtmarka, noe lavere for ammonium og noe høyere for nitrat.

Det er skilt mellom to vinterperioder og to sommerperioder. Den våte vinteren 1995 og den tørre vinteren 1996 viste ingen store forskjeller i prosentvis retensjon, selv om tilførselsmengdene var meget forskjellige. For suspendert stoff/gløderest og fosforfraksjoner ble det begge disse vintrene opprettholdt en god prosentvis rensegrad sammenlignet med sommer periodene, da den biologiske aktiviteten generelt er stor. Dette kan bety at fysiske/kjemiske retensjonsprosesser, som sedimentasjon og kjemisk binding til sediment, er tilstrekkelig for en høy retensjon om vinteren for disse stoffene. Den høye vannstanden i våtmarka om vinteren medfører dessuten at en får opprettholdt en lang oppholdstid på vannet, noe som er fordelaktig for sedimentasjonen. For nitrogen er det imidlertid en merkbart lavere retensjon om vinteren, noe som ikke er overraskende da nitrogenretensjon (særlig denitrifisering) er underlagt biologiske prosesser. Mens det sommerstid holdes tilbake 50-85% totalnitrogen, er denne nede på ca 30 % vinterstid.

Det er dessuten observert utlekking/utspyling av nitrogen våren og høsten 1994. Dette kan skyldes en kombinasjon av høy uttapping av våtmarka (vannstandssenking), utspyling av dekomponert eller dekomponerende materiale og oksydasjon av nitrogenrikt sediment.

Det er ikke anbefalt overføring av mer vann til våtmarka fra hovedtilførselselva (Sandeelva) som renner like ved. En hurtigere utspyling av vann gjennom våtmarka vil ut i fra tidligere studier medføre en prosentvis nedgang i retensjonsgraden. Det kan dessuten medføre at nylig sedimentert materiale igjen blir ført ut i innsjøen. Dessuten har vannet fra Sandeelva tildels mye lavere konsentrasjoner enn det som tilrenner våtmarka idag, og vil dermed fortynne vannet i våtmarka.

Summary

Title: Restoration of the lake Borrevannet.

Selfpurification of nutrients and suspended matter through natural reed-belts.

Final report.

Year: 1997

Authors: Jon Lasse Bratli, Anja Gjøstein & Marit Mjelde

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3310-5

This report describes a large-scale study for estimating the selfpurification or retention of nutrients and suspended matter in a large wetland (littoral reed-belt) in the southern part of the lake Borrevannet in the county of Vestfold, Norway.

Earlier investigations of large-scale natural reed-belts, mainly from USA, conclude with positive retention figures of nutrients and suspended matter. Some investigations, however, show an opposite conclusion, wetlands as sources of nutrients and not sinks (especially phosphorus). Other studies have found increased retention in the summer (production season) which is lost through decomposition and flushing in autumn/winter.

The reed-belt (mainly consisting of common reed, *Phragmites australis*) adjacent to the lake was isolated with a 250 m long reinforced PVC-membrane equipped with a tunnel for transportation of water out of the wetland. This installation was necessary for measuring in and out flow from the wetland regarding both water *quantity* and *quality*.

Inputs from seven inlet stations were measured (small streams and drainage pipes). Two stations had automatic facilities for measuring waterflow, and five had volume proportional automatic sampling. The flow of water out of the wetland was measured automatically with a flow meter working after electromagnetic principles, and was adapted to eutrophic conditions. Total nitrogen and phosphorus, together with inorganic fractions, as well as suspended matter and residue on ignition, were analysed.

Calculations of retention show a substantial retention of suspended matter and residue on ignition, respectively 94 and 97% for the whole period 1994-96. Total phosphorus also shows large retention-rate, a mean value of 65%. Retention for the bio-available orthophosphate is 85%, which is very beneficial considering it as the limiting factor for algal growth in the lake Borrevannet. Nitrogen shows a lower retention-rate, 44% for total nitrogen, somewhat lower for ammonia and somewhat higher for nitrate.

Two winter periods and two summer periods are compared. The wet winter of 1995 and the dry winter 1996 showed no large differences in retention, although the inputs were very different. For suspended matter /residue on ignition and for the phosphorus fractions these winters sustained high retention rate compared to the summer periods when biological activity is high. This means that physical/chemical processes such as sedimentation and chemical fixation to the sediment are sufficient to maintain high retention rate in the winter. The high water level in the wetland during the winter brings about a reasonably high water renewal time which is beneficial for the sedimentation processes. For nitrogen, however, there is a significant reduction in the retention rate , which is not surprisingly taken into consideration that the nitrogen retention (especially denitrification) is accomplished by biological processes. While in the summertime 50-85% of the total nitrogen is held back, this is down to 30% in the winter period.

A negative retention of nitrogen is observed during the spring and autumn in 1994. This could be caused by a combination of high drainage, flushing of decomposing matter and oxidation of sediment rich on nitrogen.

It is not recommended to transfer more water to the wetland from the main inlet stream that enters the lake close to the wetland. An enhanced flushing-rate through the wetland will likely give a reduced retention-rate. This can additionally involve newly sedimented material to resuspend into the lake. The main inlet stream has much lower concentrations than the water running to the wetland today, and will therefor dilute the water in the wetland.

1. Innledning

Etter at den tiltaksorienterte overvåkingen og tiltaksanalysen for Borrevannet ble gjennomført i 1992 og 1993, ble det fokusert på de mer forskningsmessige sidene ved Borrevannsprosjektet. Dette skulle omhandle en utprøving av alternative tiltak for å forbedre vannkvaliteten i Borrevannet.

Tiltaksanalyse konkluderte med at tradisjonelle tiltak i nedbørfeltet alene ikke kunne gi en akseptabel tilstand i innsjøen, men at det var påkrevet å gjennomføre alternative tiltak for å nå målsettingen.

Rapporten omhandler en feltundersøkelse i storskala der en har forsøkt å estimere selvrensingen av næringssalter og suspendert materiale gjennom et stort våtmarksområde (sivbelte) i sørenden av Borrevannet i Vestfold.

1.1 Retensjonsprosesser i våtmarker

Permanent retensjon for suspendert materiale og næringsalter i våtmark kan skje gjennom en kombinasjon av flere komplekse prosesser:

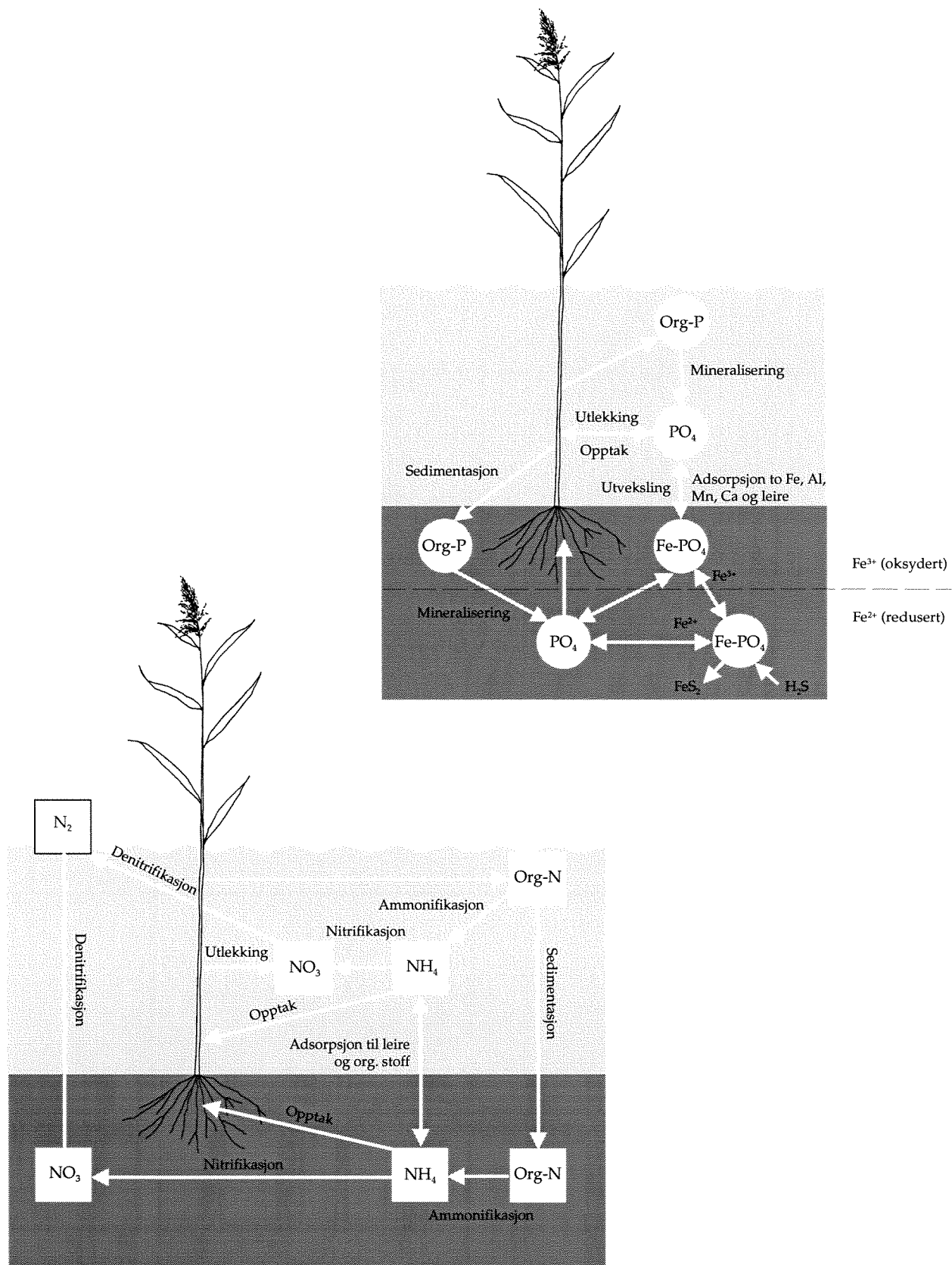
- sedimentasjon
- adhesjon til sediment
- utfelling
- oppbygging av biomasse i våtmarkssystemer som ekspanderer
- denitrifisering

Sedimentasjon skjer når partikler som bl.a. inneholder fosfor, bremses ned i sivbeltet. Hvor mye som sedimenterer vil avhenge av reduksjon av vannhastigheten dvs. hvor lenge vannet får lov til å oppholde seg i våtmarka før vannet transporteres videre ut i innsjøen. At oppholdstiden spiller en vesentlig rolle for sedimentasjonen er kjent fra studier i innsjøbassenger, bl.a. fra arbeidet til Larsen & Mercier (1976). Howard-Williams (1985) hevder at de mest betydningsfulle forhold som styrer sedimentasjonen, er materialets sammensetning, nedbryternes aktivitet og mengden av tilgjengelige næringsstoffer i det bunnære vannet.

En direkte adhesjon av fosfor og nitrogen til sedimentoverflaten vil også kunne forekomme. Dette vil spesielt kunne skje for fosfor som kan bindes til Al, Fe eller Ca på sedimentoverflaten, eller at fosforet felles ut sammen med disse stoffene i den frie vannmassen.

Biomassen, hovedsakelig bestående av ettårige sivplanter, tar opp næringssalter, i særlig grad fra sedimentet, og i mindre grad direkte fra vannmassen. På alle sivstråene vil det imidlertid vokse epifytter (påvekstalger), bakterier og heterotrofe organismer som vil ta opp næringssalter direkte fra vannmassen, og følgelig konkurrere om næringssaltene med planktonalgene ute i de frie vannmasser. Opptaket har særlig vist seg å være betydelig fra epifyttene (Müller 1995).

I tillegg vil denitrifisering være en svært betydningsfull prosess for nitrogentap. Dette innebærer en reduksjon av nitrat, nitritt eller lystgass (N_2O) til elementært nitrogen (N_2) som unnslipper til atmosfæren. Disse prosessene drives av bakterier under tilnærmet oksygenfrie tilstander, hovedsakelig i anoksisk sediment. Denitrifisering kan også forekomme i oksygenfrie mikrosjikt der det er rik tilgang på organisk materiale, og hvor nedbrytningen er så stor at det ikke diffunderer oksygen raskt nok inn i det organiske materialet (Leonardsson 1994).



Figur 1. Forenklet oversikt over fosfor- og nitrogencyklus i vannmiljøet (delvis omarbeidet fra Gumbrecht 1993).

Alle våtmarker som utgjør littoralsonen i en innsjø, vil i et geologisk perspektiv vokse, fordi alle innsjøer til sist vil fylles igjen med sedimenterbart materiale som vaskes ut av tilførselselvene. Denne prosessen er langsom, men i mange innsjøer skjer prosessen med våtmarksdannelse i strandnære områder raskere enn tidligere. Dette henger sammen med menneskelige inngrep som permanent senkning av innsjøer, noe som har gjort tidligere dypområder til strandområder. Tilførselene av sedimenterbart materiale har økt ved tiltak i nedbørfeltet bl.a. planering av jordbruksarealer og drenering av myr og "vannsyk" skogsmark lenger opp i nedbørfeltet, noe som øker flomtopper og dermed utgraving.

1.1.1 Makrofyttenes rolle

Det er reist spørsmål om hvilken nytte makrofyttene (spesielt takrør og sjøsivaks) gjør i våtmarkssystemet, da de allikevel henter mesteparten av sitt næringssaltbehov (ca. 90 %) fra *sedimentet*, og ikke fra vannfasen.

Følgende forhold er de viktigste:

- reduserer vannets hastighet
- stabiliserer sedimentet
- reduserer vindhastigheten
- isolerer sedimentet mot frost
- påvekstlger
- transport av oksygen ned i sedimentet

Det kan det hevdes at makrofyttene, som utgjør hovedmengden av biomassen i disse verdens mest produktive systemer, først og fremst spiller en rolle på det fysiske plan. Ved at vannhastigheten inn i våtmarka reduseres, skapes det et bedre forhold for sedimentasjon, og en får redusert risikoen for resuspensjon (Pettecrew & Kalff 1992, Somes et al. 1996). En får også økt kontakttiden mellom vann og sedimentoverflate, slik et adsorpsjon, særlig av fosfor, til sedimentoverflaten kan få virke. Et annet forhold er at det velutviklede rotsystemet binder sedimentet og hindrer (reduserer) resuspensjon av sediment i flomperioder (Brix 1997). Vindhastigheten over vannoverflaten reduseres også pga. makrofyttene, noe som minsker vannbevegelser, og dermed øker mulighetene til sedimentasjon og redusert resuspensjonen. En viktig prosess i tempererte land som Norge, er at døde planterester sammen med snø fungerer som et isolasjonslag og hindrer dermed sedimentet i å fryse (Brix 1997). Dette medfører igjen at en viss grad av dekomponering kan fortsette selv om vinteren.

Av viktige biologiske prosesser hører det med at stilkene til alle makrofyttene i våtmarken danner tilsammen en meget stor overflate for påvekstlger, protozoer og bakterier, og fungerer som et stort biofilter. Müller (1995) har vist hvor mye påvekstalgene kan bety for fiksering av næringssalter, særlig om våren før makrofyttene utvikler blad. Røtter og rhisomer i sedimentet fungerer også som substrat for mikroorganismer (Hoffmann 1996). Røttene fungerer dessuten som oksygenfrigivere til sedimentet, noe som gjør at nedbrytning ved hjelp av oksygen kan skje i sedimentet. Ammonium kan dermed nitrifiseres til nitrat, noe som er en forutsetningen for denitrifisering til fritt elementært nitrogen. At denne prosessen skjer kan en lett se ved at røttenes overflate er røde som følge av oksydert jern. Hvor mye oksygen som frigis, er det imidlertid ulike oppfatninger om.

Våtmarker utgjør ofte viktige hekkebiotoper for fugler, og er estetiske innslag i kulturlandskapet, uten at dette utdypes videre her.

1.2 Tidligere erfaringer fra inn- og utland

Våtmarksområder har blitt benyttet som forurensningsfilter for behandlet kommunalt avløpsvann i lengre tid, særlig i USA. Mange forsøk viser at tilbakeholdelsen i våtmarker av både for fosfor og nitrogen er høy, og ikke minst har tiltakene vist seg å være kostnadseffektive (Gren 1994).

Nixon & Lee (1986) har sammenstilt en rekke arbeider gjort på området når det gjelder bruken av våtmarkssystemer til fjerning av næringssalter og andre forurensende stoffer. I denne sammenstillingen deles de flere hundre prosjektene i USA opp i 7 geografiske områder, der område 5, det nordlige Midtvesten, er det området som lettest kan sammenlignes med norske forhold.

Det er mange eksempler, både fra ovennevnte sammenstilling og nyere litteratur, som viser retensjon eller tilbakeholdelse av fosfor på opp til 90 % i slike systemer. Innløpskonsentrasjonen i disse undersøkelsene er imidlertid som oftest opp mot 1 milligram tot-P pr. liter. Dette er 10-50 ganger høyere enn det som er tilfellet for hovedtilløpselva til Borrevannet. Det hersker betydelig usikkerhet omkring retensjonskapasiteten i naturlige våtmarkssystemer, som mottar større vannmengder pr. våtmarksareal og med lavere konsentrasjoner av næringsstoffer, enn de refererte amerikanske våtmarkene.

En rekke av de mer tradisjonelle tiltakene som vil bli, og delvis allerede er gjennomført innen landbruket og avløp fra spredt og tett bebyggelse, reduserer innholdet av totalfosfor og biotilgjengelig fosfor jevnt over året. Utnyttelse av våtmarker som biofilter for bekkevann med stort innhold av næringssalter, er i de fleste undersøkelser rapportert til å gi reduserte årstilførsler, men enda viktigere, tilførslene er først og fremst redusert om sommeren. Det er om sommeren, i produksjonssesongen, at en først og fremst ønsker å redusere tilførslene. Sprangler og medarb. (1976) og Sloey og medarb. (1978) viste at mesteparten av det fosforet som var holdt tilbake i løpet av vekstsesongen ble tapt (spylt ut) etter frosten om høsten og utover vinteren.

Rensegraden til våtmarksområder avhenger i første rekke av belastningen pr. areal våtmark (Nichols 1983). Andre faktorer som er bestemmende for rensegraden, er vannets kontakt med sedimentet, sedimentets sammensetning og hvor lang tid belastningen har pågått.

En rekke infiltrerte våtmarksområder i nordlige deler av USA med ulik størrelse, belastning og effekt, er sammenstilt av Nichols (1983). Kadlec (1987) peker på at renseeffekten ofte er høy de første årene etter at våtmarken er tatt i bruk, men at denne stabiliseres på et lavere nivå etter noen år.

Resultatene fra bl.a. amerikanske undersøkelser er vanskelig overførbare til norske forhold, særlig fordi naturtypene, plantesamfunnene og de hydrologiske regimer er forskjellige. Ofte er det bare målt på enkeltfraksjoner som nitrat eller ortofosfat, og ikke totalfraksjonene, noe som gjør det vanskelig å få en oversikt over retensjonen av både de løste (algetilgjengelig) og de patrikulære delene av næringssaltene. Videre er det i mange undersøkelser ikke gitt noen vurdering av grunnvannets betydning for det hydrologiske budsjettet for våtmarkene, noe som kan medføre en overestimering av tidligere rapporterte retensjonskapasiteter. Det har også vært uvanlig å måle retensjoner gjennom hele året, noe som gjør det vanskelig å vite om retensjonene er permanent, eller om næringsstoffene løses opp om høsten og vinteren. Endel av de tidligere resultatene er følgelig av begrenset nytteverdi.

De fleste publiserte undersøkelsene konkluderer med betydelige retensjoner av både fosfor og nitrogen. Det er også publisert undersøkelser som viser det motsatte, at våtmarka lekker næringssalter (Kufel 1982, Gehrels & Mulamoottil 1989, Hoffmann 1985, Jørgensen et al. 1988). De to sistnevnte arbeidene innbefatter undersøkelser av et våtmarksområde dominert av takrør, som ble dannet på

fuktig mark etter senkingen av den danske innsjøen Glumsø på 1800-tallet. Det ble tilført forskjellige mengder vann, nitrat, ammonium og fosfat. Vannet kunne avrenne som overflatevann, eller infiltrere ned til grunnvannet. Grunnvannsnivået som var målt i de 12 forsøksområdene under forsøksperioden var lavere enn de 75 cm. Det ble registrert betydelige retensjoner av nitrat og ammonium, men for fosfat var det en like betydelig lekkasje. Målinger fra porevannet i sedimentprofilen viste en lekkasje av fosfor ned gjennom sedimentprofilen.

Tabell 1. Retensjon av fosfor og nitrogen i våtmarker dominert av takrør (*Phragmites australis*). Retensjonener målt som $\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, med relativ retensjon (%) i parentes.

Våtmarkstype	Retensjon, Total fosfor	Retensjon, Total nitrogen	Referanse
Takrør felt - fuktig torvmark ("naturlig" belastning)	+360-+23 (+300-+25%) ¹	530 - 2 750 (63-57%) ¹	Hoffmann 1985, Jørgensen et al. 1988
Takrørbelte, rensed avløpsvann	9-190 (20-96%)	10 - 1 500 (1-90%)	Nichols 1983
Takrørbelte, rensed avløpsvann	43-45 ² (68-79%)	180 - 285 ² (42 -75%)	Finlayson & Chick 1983
Takrørbelte, landbruksavrenning		850 ³ (96%)	Dørge 1994
Takrør- 300 m grøft	(65%)	(42%)	Yin & Lan 1995
Takrørbelte - 8 m bredt	(88%)	(59%)	Yin & Lan 1995

¹ målt som $\text{PO}_4\text{-P}$ og $\text{NO}_3 + \text{NH}_4\text{-N}$ i 270 dager

² pr. mnd.

³ modellerte resultater

I Sverige er det satt igang flere prosjekter som særlig ser på denitrifisering i kystnære våtmarker, bl.a. forskningsprogrammet "Våtmarker och sjöar som kvävefällor, 1990-94". Resultatene viser generelt sett en god retensjon av nitrogen i forskjellige typer våtmarkssystemer fra oversvømte våtenger til grunne dammer, med sistnevnte som de mest effektive systemer for retensjon av nitrogen (Fleischer et al. 1994).

Her i landet har Høgskolesenteret i Rogaland kommet langt med oppbygging av såkalte rensedammer for tilløpsbekker bl.a. i tilknytning til Mosvatnet og Frøylandsvatn (Bakke et al. 1995, Hagmann et al. 1996). Disse dammene er en kombinasjon av sedimenteringsdam og våtmarksfilter, og viser 25-40 % retensjon av total fosfor. Jordforsk har også arbeidet betydelig med mindre dammer (Braskerud 1995), og konstruerte våtmarker (Mæhlum et al. 1995, Jenssen et al. 1994, Jenssen et al. 1993). Sistnevnte arbeid viser at optimaliserte systemer kan gi 98 % rensing av fosfor (i stor grad partikulært fosfor) og 55 % nitrogenfjerning.

I Norge har retensjonen av næringsstoffer gjennom større naturlige våtmarker som står i kontakt med innsjøer, såkalt "steady state" systemer, hittil ikke vært undersøkt. Dette gjelder for total- og delfraksjoner av fosfor og nitrogen i løpet av hele året eller gjennom flere år på rad. Dette skyldes bl.a. at det er svært vanskelig å beregne nettotransporten i et system hvor vann strømmer både ut og inn, der transportretningen er avhengig av vindretningen på den åpne innsjøen.

2. Områdebeskrivelse

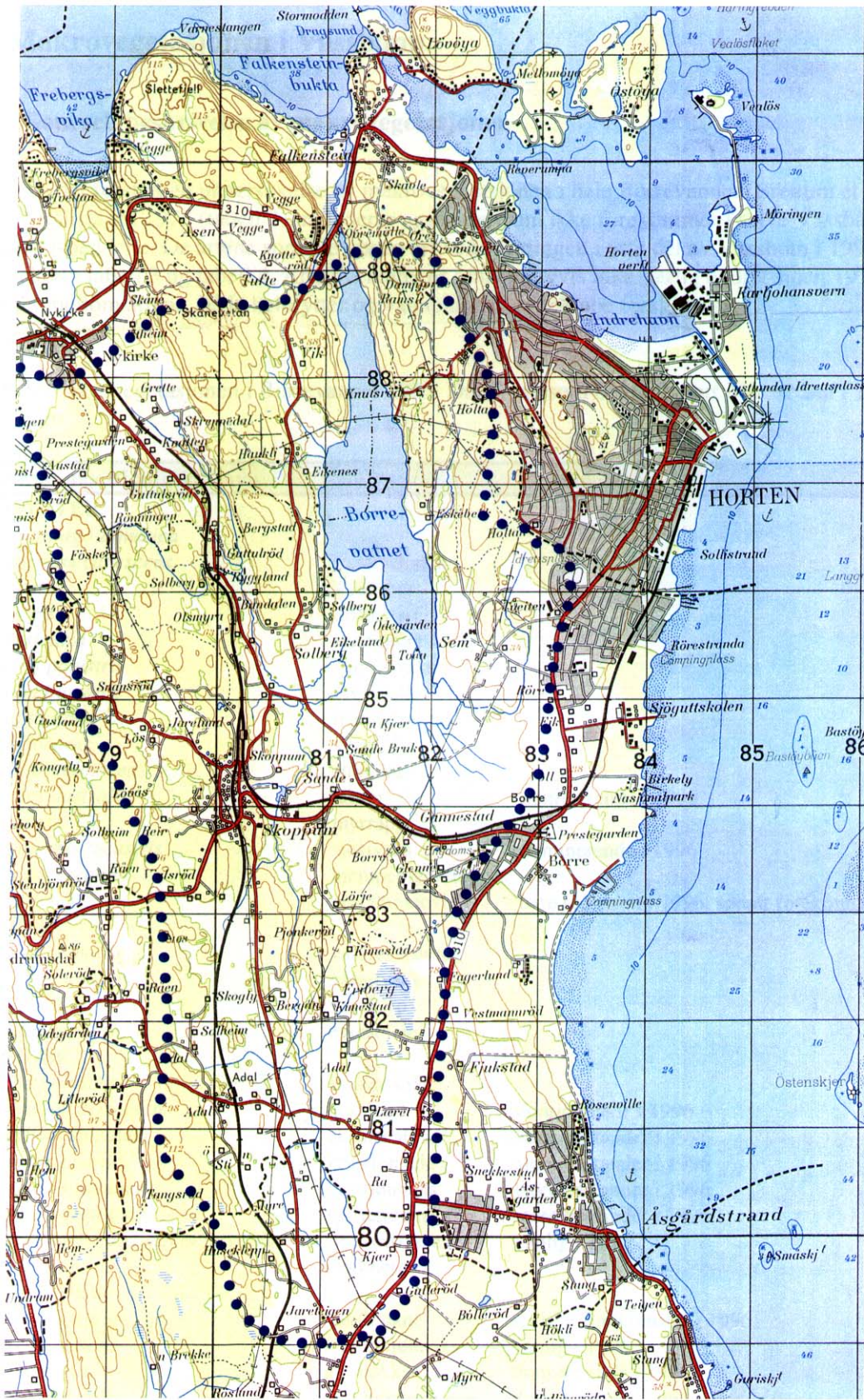
2.1 Innsjøen og nedbørfeltet

Borre vannet er en forholdsvis grunn innsjø i Borre kommune i Vestfold (Figur 2). Innsjøen er demmet opp av raet, og er omgitt av meget velutviklede sivbelter, som strekker seg ut til ca 1,5 meters dyp. Særlig i sørenden av innsjøen er det et stort sivbelte, Vassbånn, som dekker ca 250 daa. Dette våtmarksområdet er sammen med hele innsjøen fredet som naturreservat.

Hele dalsiget ned mot Vassbånn består av jordbruksland. Ned mot vannet er terrenget nærmest helt flatt. Det er bygget en voll langs hele utsiden av sivbeltet, for å hindre at vann renner inn på jordbruksland, samt for å skape en skarp avgrensing mellom dyrkingsområde og våtmark. Drensvannet fra de nærmeste jordene er samlet i 4 store pumpestasjoner, og vannet pumpes over vollen og ut i sivbeltet. Endel mindre bekker renner også inn i våtmarksområdet. Før vannet som drenerer til våtmarka kommer ut i selve innsjøen, må det passere et ca. 200 meter bredt sivbelte. Vannmengder og forurensninger som kommer inn i sivbeltet måles i kummene og i tre andre bekker som tilrenner våtmarka.

Tabell 2. Beskrivelse av de forskjellige delarealene.

Prøvetakingspunkt	Beskrivelse	Arealstørrelse daa	Arealbruk
A	Nordvestlig kum	90	fulldyrka
B	Sørvestlig kum	97	fulldyrka
C	Sørlig kum	80	fulldyrka
D	Østlig kum	153	fulldyrka
E	Semsbekken	1026	Skog, fulldyrka, golfbane
F	Krepsebekken	622	562 fulldyrka, 60 bolig/vei
G	Grøftbekken	1456	691 fulldyrka, 665 skog, 100 bolig/vei
AU	Direkte under A	164	fulldyrka
BU	Direkte under B	159	80 fulldyrka
DU1	Direkte under D	280	fulldyrka, golf, skog
DU2	Direkte under D	71	fulldyrka
SUM landarealer		4198	
	Direkte på vannflaten	251	våtmark (Vassbånn)
SUM totalt		4449	



Figur 2. Oversikt over Borrevannet med nedbørfelt.

2.2 Makrovegetasjonen i Vassbånn

2.2.1 Generell beskrivelse av makrovegetasjonen

I 1975 ble det foretatt en undersøkelse av makrovegetasjonen i hele Borrevannet (Brettum et al. 1976). Artslista fra 1975 (tabell 3) inkluderer også arter som ikke forekommer i selve Vassbånn, først og fremst isoetidene. De artene som ble observert ved befaringen i ytre del av Vassbotn i 1996, er kommentert i tabell 3 og tabell 4. Artsinventaret er sannsynligvis ikke særlig endret siden 1975, men forholdet mellom artene, både helofytter og vannplanter, er nok noe forskjøvet.

Tabell 3. Makrovegetasjonen i Borrevannet 1975. De artene som ble registrert i Vassbånn i 1996 er kommentert.

Livsformgrupper/Latinske navn	Norske navn	Kommentarer
HELOFYTTER		
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	vassgro	
<i>Calamagrostis canescens</i>	vassrørkvein	
<i>Carex acuta</i>	kvasstarr	
<i>Carex nigra</i>	slåtestarr	
<i>Carex vesicaria</i>	sennegras	
<i>Eleocharis palustris</i>	sumpsivaks	
<i>Equisetum fluviatile</i>	elvesnelle	
<i>Glyceria fluitans</i>	mannasøtgras	
<i>Iris pseudocarus</i>	sverdliilje	
<i>Phalaris arundinacea</i>	strandør	
<i>Phragmites australis</i>	takrør	dominerende i 1996
<i>Poa palustris</i>	myrrapp	
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	sjøsivaks	dominerende i 1996
<i>Spraganium erectum</i>	kjempepiggnopp	
<i>Typha latifolia</i>	brei dunkjevle	bare registrert i 1996, spredt forekomst
ISOETIDER		
<i>Alopecurus aequalis</i>	vassreverumpe	
<i>Eleocharis acicularis</i>	nålesivaks	
<i>Lythrum portula</i>	vasskryp	
<i>Ranunculus reptans</i>	evjesoleie	
ELODEIDER		
<i>Callitriche palustris</i>	småvasshår	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	hornblad	dominerende i 1996
<i>Myriophyllum spicatum</i>	akstusenblad	store bestander i 1996
<i>Potamogeton crispus</i>	krustjønnaks	store bestander i 1996
<i>Potamogeton gramineus</i>	grastjønnaks	store bestander i 1996
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	hjertetjønnaks	store bestander i 1996
<i>Ranunculus trichophyllus/confervoides</i>	småvasssoleie	vanlig i 1996
<i>Utricularia vulgaris</i>	storblærerot	
NYMPHAEIDER		
<i>Persicaria amphibia</i>	vasslirekne	spredte forekomster i 1996
<i>Potamogeton natans</i>	vanlig tjønnaks	vanlig i 1996
<i>Nuphar lutea</i>	gul nøkkerose	dominerende i 1996
<i>Nymphaea alba</i> coll.	hvit nøkkerose	dominerende i 1996
<i>Sparganium emersum</i>	stautpiggnopp	bare registrert i 1996, sjelden
LEMNIDER		
<i>Lemna minor</i>	vanlig andemat	

I 1996 var helofyttvegetasjonen dominert av takrør (*Phragmites australis*) og sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*). Takrør dannet store bestander ved østre strand og i indre og midtre deler av våtmarksområdet. Sjøsvaks var vanligst ved vestre strand og som rundbestander i sør, i ytterkant av selve våtmarka. Arten fantes også sannsynligvis sammen med starr-arter i midtre deler av våtmarka. Både takrør og sjøsivaks hadde i august 1996 en ytre dybdegrensning på 0,7-0,8 m (i forhold til aktuell vannstand). Vannstanden i våtmarka kan variere over 2 m i løpet av året og opptil 0,8-1 m i sommersesongen (Bratli 1996). Vannstanden var sannsynligvis på det laveste i august 1996, slik at dypet ved nedre dybdegrensning for helofyttene kan øke til 1,5-1,8 m i løpet av veksts sesongen. Dette er omtrent tilsvarende det som ble registrert i Eikerenvassdraget, hvor takrør hadde nedre dybdegrensninger på 1,4-1,9 m og sjøsivaks 1,2-2,2 m (Mjelde 1994). Litteraturen viser at både takrør og sjøsivaks kan vokse ned til 2-2,5 m dyp (Hvoslef og Mjelde 1983).

Flytebladsvegetasjonen var dominert av tette bestander av hvit nøkkerose (*Nymphaea alba* coll.) og gul nøkkerose (*Nuphar lutea*), med innslag av vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) mot duken i ytre (nordre) deler av våtmarka.

Undervannvegetasjonen var dominert av elodeider, først og fremst hornblad (*Ceratophyllum demersum*), krustjønna (s) (*Potamogeton crispus*), akstusenblad (*Myriophyllum spicatum*) og hjertetjønna (s) (*Potamogeton perfoliatus*), som alle dannet store bestander. De tre førstnevnte er forholdsvis sjeldne i Norge, men er forurensningstolerante og klarer seg godt i svært eutrofe innsjøer. Selv om mindre forekomster av akstusenblad ble registrert like innenfor duken, så det ut til at hornblad var den eneste av disse som dannet store bestander innenfor duken.

2.2.2 Arealdekning av makrovegetasjonen

Vegetasjonskart over våtmarka i Vassbånn i 1996, basert på infrarøde flybilder, er vist i figur 3. Takrør er den klart dominerende arten og dekker over 50% av området (tabell 4). De små områdene med åpent vannspeil (<1%) har 100% dekning med hornblad, som kan vokse frittflytende i vannmassene.

Tabell 4. Arealdekning av ulike vegetasjonstyper i våtmarka 1996

Vegetasjonstype	da	%-andel
Busk og kratt	65	25.7
Helofyttvegetasjon dominert av takrør	135	53.4
Helofyttvegetasjon dominert av sjøsivaks	12	4.7
Annen helofyttvegetasjon (dominert av starr-arter, innslag av sjøsivaks)	17	6.7
Flytebladsvegetasjon av hvit nøkkerose, gul nøkkerose og vanlig tjønnaks	22	8.7
Åpent vann med undervannsvegetasjon	2	0.8
Totalt areal	253	100

I 1975 ble det laget et tilsvarende vegetasjonskart for Vassbånn. På disse 21 årene har det skjedd en viss utvikling, først og fremst en framrykking i bestandene av takrør på bekostning av blandingsbestander av flytebladsvegetasjon og sjøsivaks. Sjøsvaksbestandene langs vestre breidd, samt rundbestandene i ytre deler av våtmarka, er imidlertid intakte. Faktisk er det mulig å kjenne igjen enkelte rundbestander fra 1975. I indre deler av våtmarka har innslaget av busk og kratt økt, noe som er en naturlig utvikling av et våtmarksområde.

Figur 3 viser det kartlagte området som er avgrenset av kanalene og duken. Vegetasjonen er delt inn i følgende grupper:

1. Busk og kratt
2. Helofyttvegetasjon dominert av takrør (*Phragmites australis*)
3. Helofyttvegetasjon dominert av sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*)
4. Annen helofyttvegetasjon (dominert av *Carex* spp., innslag av sjøsivaks)
5. Flytebladsvegetasjon av hvit nøkkerose (*Nymphaea alba* coll.), gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*)
6. Åpent vann med undervannsvegetasjon (først og fremst hornblad, *Ceratophyllum demersum*)

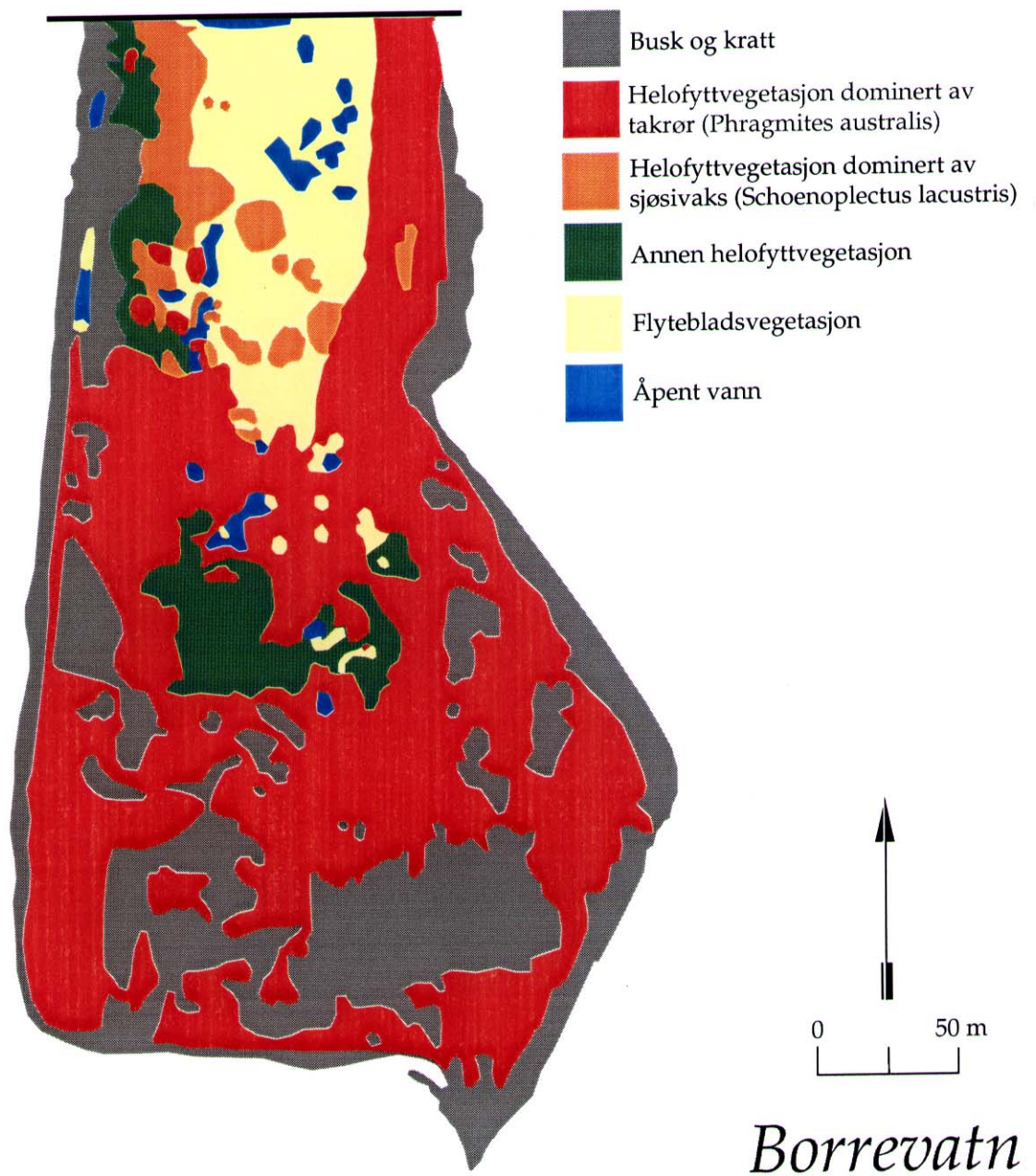
2.2.3 Igjengroing av vassbånn

Innsjøen ble senket en hel meter i 1972. I årene etter en slik senking er det naturlig at helofyttene, dvs. sivplantene som vokser over vannflata, inntar de nye arealene som tidligere lå på for dypt vann. En tilpassning til den nye vannstanden var trolig ikke fullstendig allerede i 1975, men fortsatte etter all sannsynlighet i noen år til. I dag vokser Vassbånn fortsatt, men neppe på grunn av senkingen i 1972, men heller som en konsekvens av at vann som kommer inn med bekkene i sør inneholder store mengder partikler som sedimenterer i våtmarka. Det aller meste sedimenterer innerst ved vollen, og her ser vi at områdene med busk og kratt har vokst betydelig, som følge av at sedimentet har blitt tørrere.

For å beregne hvor mye våtmarka hever seg, er det tatt utgangspunkt i tilførslene av gløderesten fra suspendert stoff som er målt de siste tre årene. Gløderesten er kun den mineralske bestanddelen i det suspenderte stoffet, og reflekterer godt sedimentkvaliteten i våtmarka, som inneholder en svært liten grad av organisk materiale.

Tilførslen over de tre siste årene er midlet, og viser en tilførsel av suspendert gløderest på omtrent 167000 kg/år. Hvis en fordeler disse tilførslene på arealet i våtmarka (251 daa) og antar en tetthet på sedimentet på 1,5, viser beregningen en sedimentasjonsrate på ca. 1 mm per år for hele våtmarka. Andre undersøkelser i ferskvann i Norge viser en tilsvarende sedimentasjonshastighet.

Ved områdene på midten av duken er dybden idag er omlag 1 m dypere en ved yttergrensen for utbredelsen av sjøsivaks og takrør i våtmarka. Med en sedimentasjonshastighet på 1 mm per år, vil det ta ca. 1000 år før områdene ut mot duken er bevokst med helofytter. Dette er lang tid, men selv med den høyeste sedimentasjonsraten som er observert i Norge som er på 10 mm ved utløpet av Glomma, ville det tatt 100 år før området ut til duket ble grodd igjen.



Figur 3. Vegetasjonstyper i våtmarka i 1996.

3. Metodeoppsett

3.1 Prøvetakingssteder og parametre

Prøvetakingsstedene innbefatter 4 pumpekummer (A-D) fra de tilgrensende dyrkningsarealene og overflatevann i tre bekker (E-G). I tillegg måles vannet som kommer ut av våtmarka gjennom en tunnel i duken (H) (tabell 5).

Tabell 5. Prøvetakingssteder.

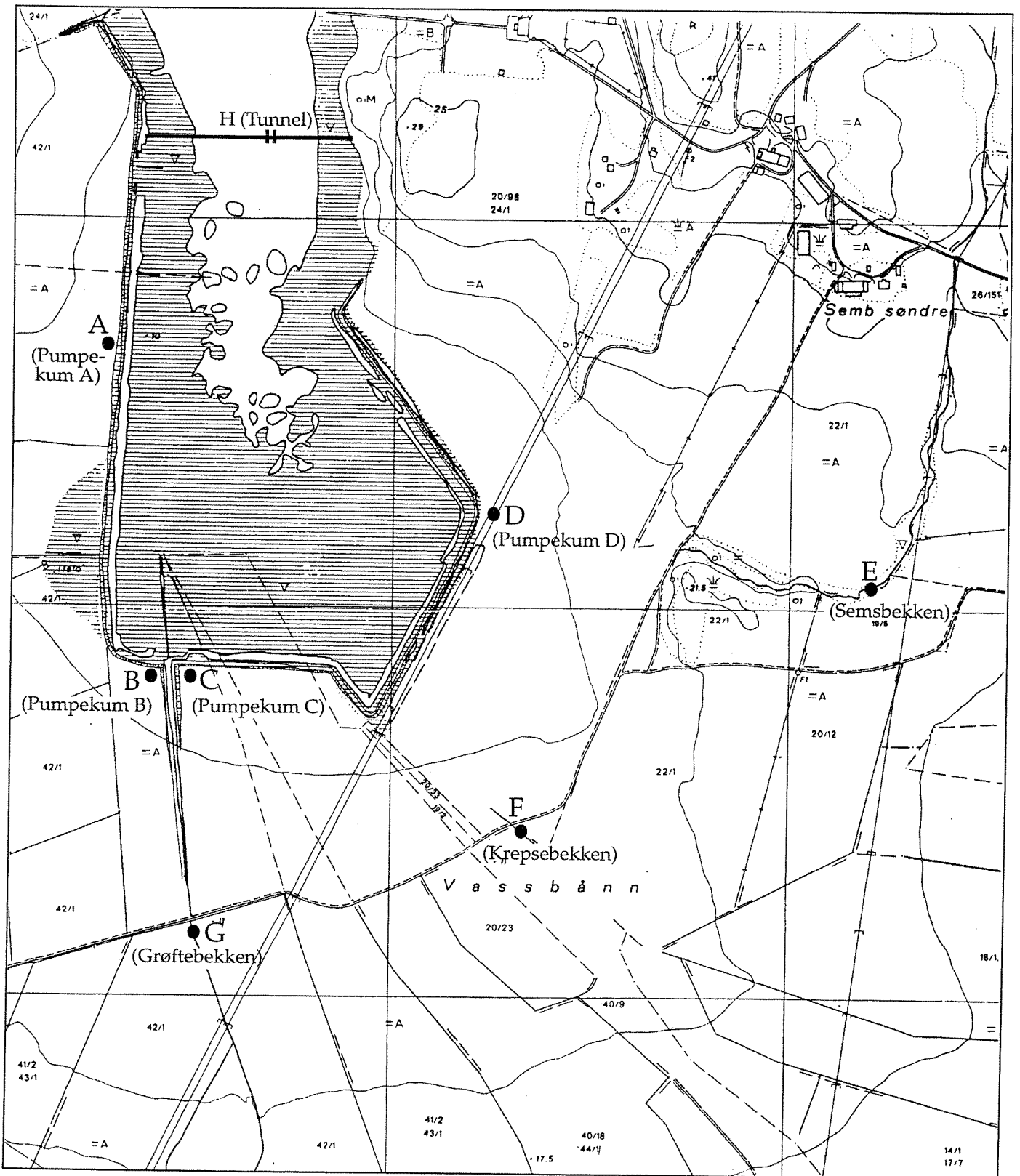
Prøvetakingssted	Stasjonsbeskrivelse
A	Nordvestlig kum
B	Sørvestlig kum
C	Sørlig kum
D	Østlig kum
E	Semsbekken
F	Krepsebekken
G	Grøftebekken
H	Tunnel duk

I de fire innløpskummene, i hovedtilførselsbekken (Semsbekken) og i tunnelen i duken er det plassert automatisk vannførings- og prøvetakingsutstyr. Fra august 1995 ble det montert automatisk vannføringsmåler også i Grøftebekken. Fra 1995 ble prøvetakingen i tunnelen i innsjøen foretatt ved vanlig manuelt prøveuttak hver 14. dag. De to andre bekkestasjonene ble manuelt prøvetatt i hele perioden.

Prøvetakingen startet i november 1993 og ble avsluttet i desember 1996. Det er foretatt målinger gjennom hele året, både sommer og vinter, kun avbrutt av noen få episoder med uhell på utstyret. Figur 4 viser prøvetakingsstedene.

Følgende parametre ble analysert:

Totalfosfor (Tot P), ortofosfat (P-PO₄), total nitrogen (Tot N), nitrat (N-NO₃), ammonium (N-NH₄), suspendert tørrstoff (STS, dvs. partikulært uorganisk (mineralsk) og organisk materiale) og suspendert gløderest (SGR, dvs. partikulært mineralsk materiale).



Figur 4. Skisse over området med prøvetakingsstasjoner.

3.2 Kartlegging av makrovegetasjon

Den 7. august 1996 ble det foretatt en enkel befarings ved hjelp av båt i ytre deler av våtmarksområdet. Kartlegging og vurdering av arealdekning av vegetasjonen i Vassbånn er basert på infrarød, falsk farge flyfoto, billedserie 11998 og bildener. A6 og A7, fra 13. august 1996. Bildene er tatt av Fjellanger Widerøe A/S og er i målestokk 1:5000. Ulik form og struktur på vegetasjonen gir ulik refleksjon og variasjon i fargenyansene på bildene.

Wild speilstereoskop ST4 og digital planimeter Tamaya Planix 7P ble brukt ved bearbeidingen av flyfotoene, og billedmålestokken er kontrollert mot økonomisk kartverk (1:5000).

3.3 Teknisk infrastruktur

3.3.1 Delingsduk

En armert PVC-duk som er 260 m lang og 4 m på det dypeste er montert tvers over vannet rett nord for våtmarka. Duken er helsveist og levert av Duksveis A/S. Duken holdes oppe av isopor som ligger inne i en slisse. Isoporen måler 25x25x100 cm. Duken holdes nede av sandsekker som er tråkket godt ned i sedimentet. Øverst på duken er det limt på "ører" av PVC med maljehull for hver 1-2 m. Gjennom disse går en 8 mm rustfri vire som er festet i fjell på østsiden av duken, og i et stort bjørketre på vestsiden. Duken er videre stabilisert i nord-sør retning med en vire som er festet med 16 og 32 kg jernbaneskinnebitar som ca. hver 20. meter er satt på tvers ned i sedimentet.

Vannmengde og vannkvalitet ut (og til tider inn) av våtmarka måles i en tunnel i duken. Tunnelen er laget av 12 mm glassfiber og levert av VERA fabrikker. Den er 90 cm i indre diameter og består av to flenser som er skrudd mot hverandre på hver side av duken. Flensene er 15 cm dype hver, slik at tunnelen tilsammen blir 30 cm lang. Tunnelen er bundet opp i isoporlegemene med kjetting, og øverste delen av tunnelen er ca 35 cm fra overflaten. Tunnelen er plassert maksimum 125 cm dypt. Tunnelen står på det dypeste punktet, som varierer mellom 150 og 250 cm. Ca 10 m øst for tunnelen er det montert en avlastningstunnell med samme diameter, men uten måleutstyr. Tunnellene står så nær hverandre at vannføringen gjennom disse er vurdert til å være lik.

3.3.2 Vannføringsmålinger til våtmarka

Det er satt opp et standard V-overløp, bygget av visiformplater, og en vannføringsmåler av typen ISCO med trykksensor er montert i Semsbekken (E). Måleintervallet er satt til 15 min. Måleren er drevet av 12 V bilbatteri. I august 1995 ble det satt opp et tilsvarende overløp i G-bekken (Anderaa-type).

3.3.3 Vannføringsmålinger ut av våtmarka

En to-akset vannføringsmåler av type VALEPORT er montert i tunnelen gjennom duken, og virker etter elektromagnetiske prinsipper. Fordelen med et slikt prinsipp er at sensoren tåler at påvekstalger og makroalger fester seg til sensoren. På grunn av en liten hvilestrøm på sensoren blir det dessuten minimalt med påvekstalger på sensoren. En mekanisk måler, levert av ANDERAA, ble tidligere utprøvd, men viste seg ikke å fungere tilfredsstillende under gjeldende eutrofe forhold.

Valeporten måler vannstrøm både ut og inn av tunnelen og i to akser. Sensoren står 33,5 cm inne i tunnelen, målt fra innervegg. Måledisken er 3,2 cm i diameter og har et måleområde på ca 3 ganger diskstørrelsen, dvs. at måleområdet er en kule på ca 10 cm med disken i midten.

Elektronikk- og loggerenheten har ligget permanent på bunnen av Borrevannet. Den separate batterienheten har blitt skiftet hver 14. dag, samtidig som at loggeren har blitt tømt for vannføringsdata.

Vannføringer er blitt målt med intervaller på 12 og 18 minutter. Om vinteren er dette justert opp noe (30 min) pga redusert batterikapasitet. Innenfor hvert intervall måles det vannføringer 4 ganger, og verdiene midles innen hvert intervall.

Fordi målesonden kun måler i et influensområde på ca 10 cm, må det kalibreres for gjennomsnittlig vannføring gjennom hele profilet på 90 cm i diameter, da vannføringen avtar noe utover mot kantene av tunnelen.

3.3.4 Automatiske vannprøvetakere

I forbindelse med tunnelen i duken er det laget et passivt prøvetakingssystem som består av en 5 liters glassflaske i en beholder som henger under en bøye og som settes ned med luft i beholderen. En batteridrevet "timer" slipper ut luft, og en liten vannprøve ("sub-sample") slippes dermed inn fra en slange som går bort i tunnelen. Intervallet består av to delprøver pr. dag. Systemet er ikke vannføringsproporsjonalt, noe som her ikke er kritisk, da både vannmengde og vannkvalitet er relativt stabile. Fra 1995 ble dette systemet kuttet ut, og det ble kun foretatt manuell prøvetaking hver 14. dag. Dette skyldes at vannkvaliteten viste seg å være så stabil, at manuell prøvetaking ikke ville øke usikkerheten i transportberegningene vesentlig.

I forbindelse med vannføringsmåleren i Semsbekken (ISCO), er det montert en vannføringsproporsjonal blandprøvetaker. Et "subsampel" pumpes for hver 10. m³ til en 25 l bland-kanne som tømmes hver 14. dag¹. En liten pumpe med filter er montert rett under V-overløpet og i 20-30 cm avstand fra sedimentet i bunnen av bekken. Over V-overløpet ble det om vinteren laget et tak med Glava vintermatter for at ikke prøvetakingsslangen skulle fryse. Dette holdt seg frostfritt gjennom hele vinteren 1994-1995. I desember 1995 bunnfrøs imidlertid alle bekkene, og holdt seg bunnfrosset til langt ut i mars 1996.

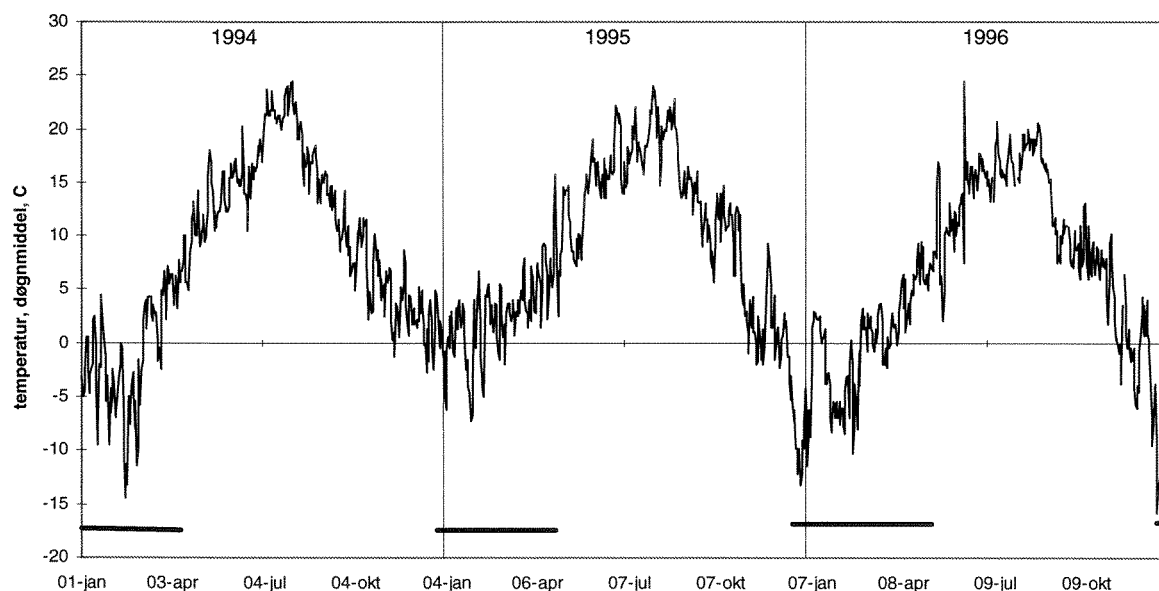
I de fire kummene (A-B-C-D) pumpes vannet ut og over i våtmarka ved hjelp av nivåbrytere. Det er laget en enkel volumproporsjonal blandprøvetaker ved at det på pumperøret er tatt ut en delstråle som ved en enkel Gardena-ventil føres til en 25 liters kanne (går pumpene ofte, tas det oftere prøver).

¹ Ble justert ned til hver 5. m³ i tørre sommerperioder, og opp til hver 20. m³ i våte høstperioder.

4. Hydrologi og vannbalanse i våtmarka

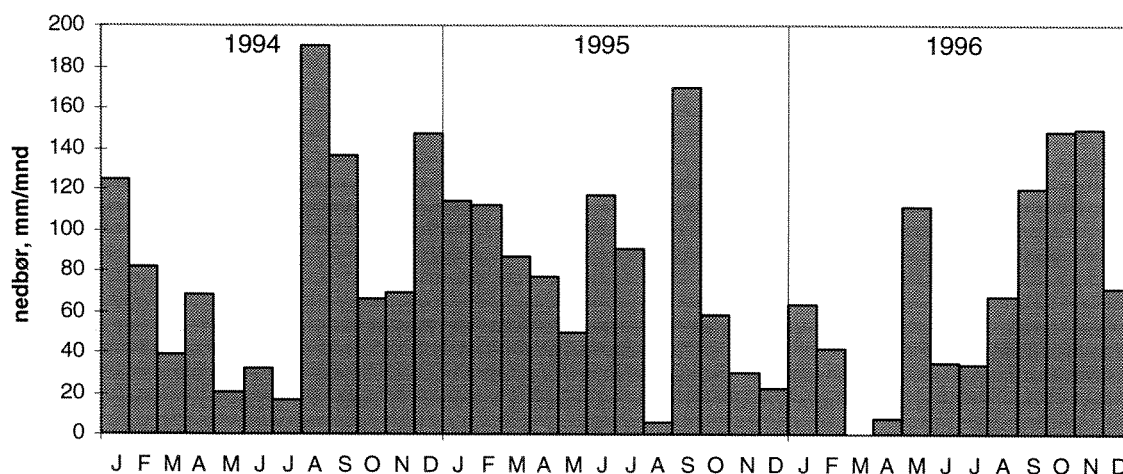
4.1 Temperatur og nedbør

Temperaturmessig varierte de tre årene ganske mye. Særlig var vinteren 1994/95 spesiell med relativt høye temperaturer og relativt få dager med frost. Sånn sett var vinteren 1995/96 mye strengere, med lang islegging helt til 31. april (figur 5). Denne vinteren var også bekkeleiene frosset i nesten tre måneder sammenhengende.



Figur 5. Døgnmiddeltemperatur for undersøkelsesperioden. Horisontale linjer viser isdekke.

Figur 6 viser månedlig nedbør for årene 1994-1996. For årene 1994 og 1995 var nedbøren ganske normal (1961-1991-normalen er på 950 mm) med årsverdier på hhv. 993 mm og 936 mm. I 1996 var årsnedbøren noe mindre med 850 mm. Sommerperiodene har generelt vært tørre. I 1994 falt det svært lite nedbør i månedene mai-juli, i 1995 var det minst nedbør i august. I 1996 var periodene mars-april og juni-juli svært nedbørfattige.



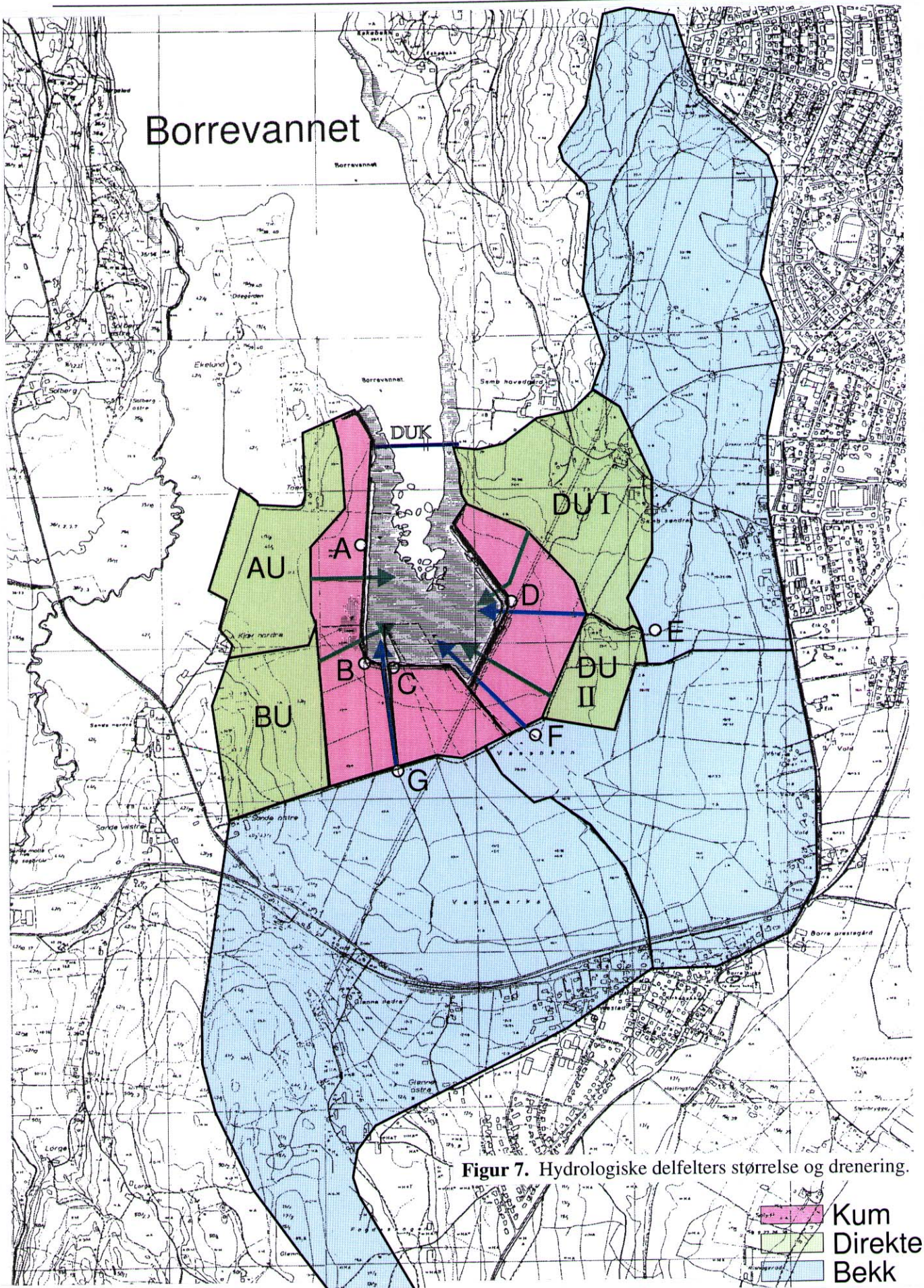
Figur 6. Nedbør registrert ved pumpestasjonen ved Borrevannet 1994-1996. DNMI stasjon: 27140 Borrevann.

4.2 Avrenning fra landarealene

For å få et fullstendig mål for tilførslene av vann og stoff til våtmarksområdet, ble de forskjellige delfeltene til hvert av prøvetakingspunktene planimetret opp. Endel mindre felter, særlig jordbruksfelter, drenerer utenom prøvetakingspunktene og direkte til Vassbånn i drenerør som går under vollen (figur 7 og tabell 2).

Vannføringsmålingene fra Semsbekken (E) ble brukt som grunnlag for å bestemme avrenningen fra alle de andre feltene i nedbørfeltet til Vassbånn. I utgangspunktet var det meningen å bruke reelle måletall også fra kummene (stasjon A-D), på bakgrunn av målt pumpekapasitet og timeteller som var montert. Det viste seg imidlertid at kummene i flere perioder av året var oversvømmet av vann fra Vassbånn, og således pumpet det samme vannet flere ganger.

Fra august 1995 ble Grøftebekken (G) som tidligere nevnt målt med automatisk vannføringsstasjon. Vannføringene fra Semsbekken (E) og Grøftebekken (G) viser god sammenheng. Dette betyr at Semsbekken (E) er godt egnet som utgangspunkt for estimering av vannføring fra de andre feltene. Alle feltene er dominert av fulldyrket areal og marine leiravsetinger, og burde i utgangspunktet ha et nokså likt avrenningsregime. Avrenningen i de rene dyrkningsarealene kan ha en enda raskere respons på nedbør enn Semsbekken, som inneholder noe skog i nedbørfeltet, men dette har trolig marginal betydning.



Figur 7. Hydrologiske delfelters størrelse og drenering.

- Kum
- Direkte
- Bekk

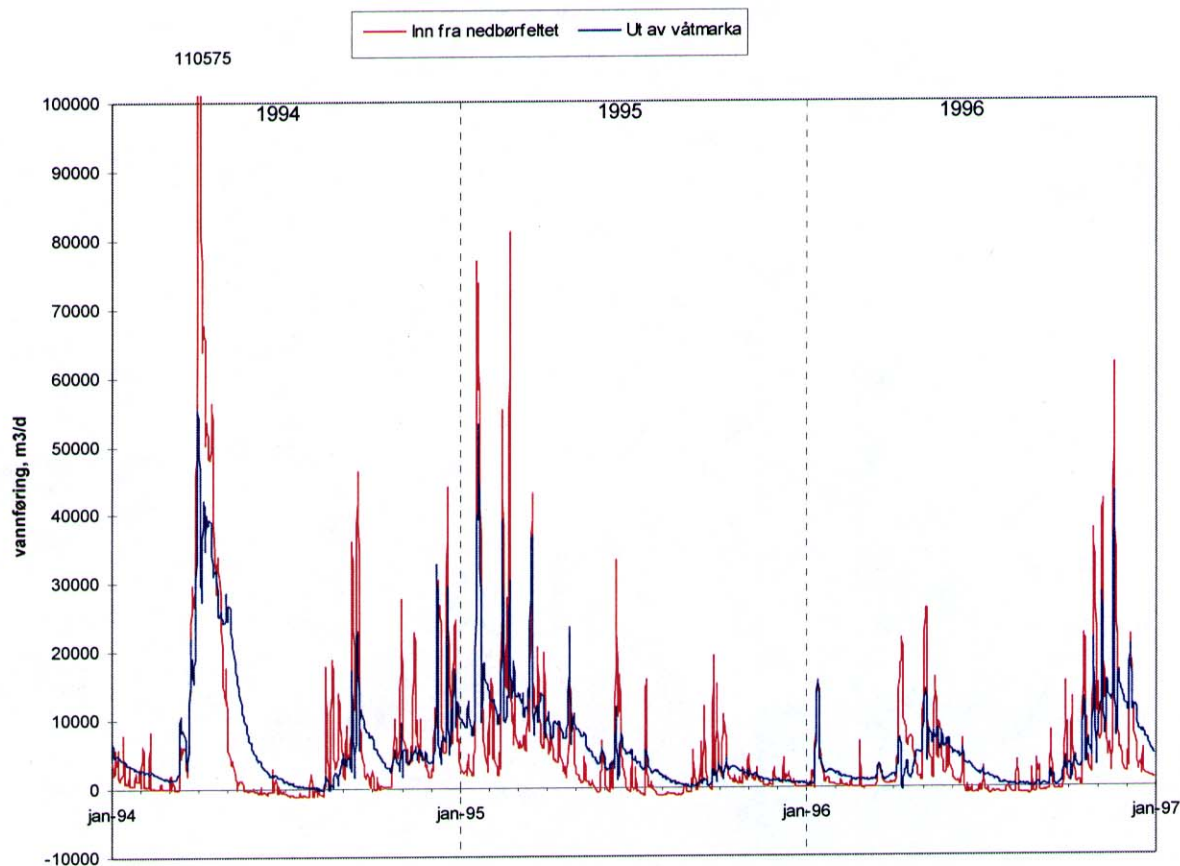
I perioder, særlig med stor vannføring i 1994 og 1996, har den automatiske vannføringsmåleren i Semsbekken ikke gitt tilfredsstillende resultater. I disse periodene er vannføringen simulert ved å benytte HBV-modellen. Denne nordiske vannføringsmodellen er modifisert og tilrettelagt til norske forhold (Nils Roar Sælthun, NIVA).

Middeltemperatur og nedbør fra pumpestasjonen ved Borrevann ble brukt som inngangsverdier i HBV-modellen (vedlegg B). Modellen ble simulert fra 1. august 1993 og ut 1996, selv om dataene fra modellen ikke ble brukt fra før 1. januar 1994. Grunnen til at simuleringene startet så tidlig som i august var at grunnvannsmagasin og snødybde skulle få innstilt seg riktig i modellen. Modellens parametre er kalibrert i forhold til observerte data i felt. Modellen så ut til å kunne simulere vannføringen godt.

4.3 Vannbalanse

Figur 8 viser målte vannmengder som tilrenning til våtmarka fra nedbørfeltet, og vannmengder ut av våtmarka gjennom tunnel i delingsduken. Det viste seg etter noe tid at måleren som satt i tunnelen ga periodevis for høye verdier ut av våtmarka. Vannbalansebudsjettet ga med måleren ca 25% mer vann ut enn inn, målt over en lang periode. Dette måtte evt. tilskrives grunnvannsinnekkning utenom de målte bekkene. Dette ble i utgangspunktet sett på som noe urealistisk, med tanke på de svært tette leirmassene i området (Englund pers. med., Leonardsson pers. med.)

En simulering ved hjelp av HBV-modellen ga resultater som i flere perioder ikke støttet vannføringsmålingene. Disse simuleringene ga en mye bedre vannbalanse over et kort og langt tidsrom. Med disse simuleringene kunne evt. grunnvannsinnekkning sees helt bort fra. Det er disse simuleringene som er gjengitt i figur 8.



Figur 8. Målt avrenning fra nedbørfeltet til våtmarka og simulerte avrenningsverdier (HBV-modellen) ut av våtmarka for perioden 1994-1996.

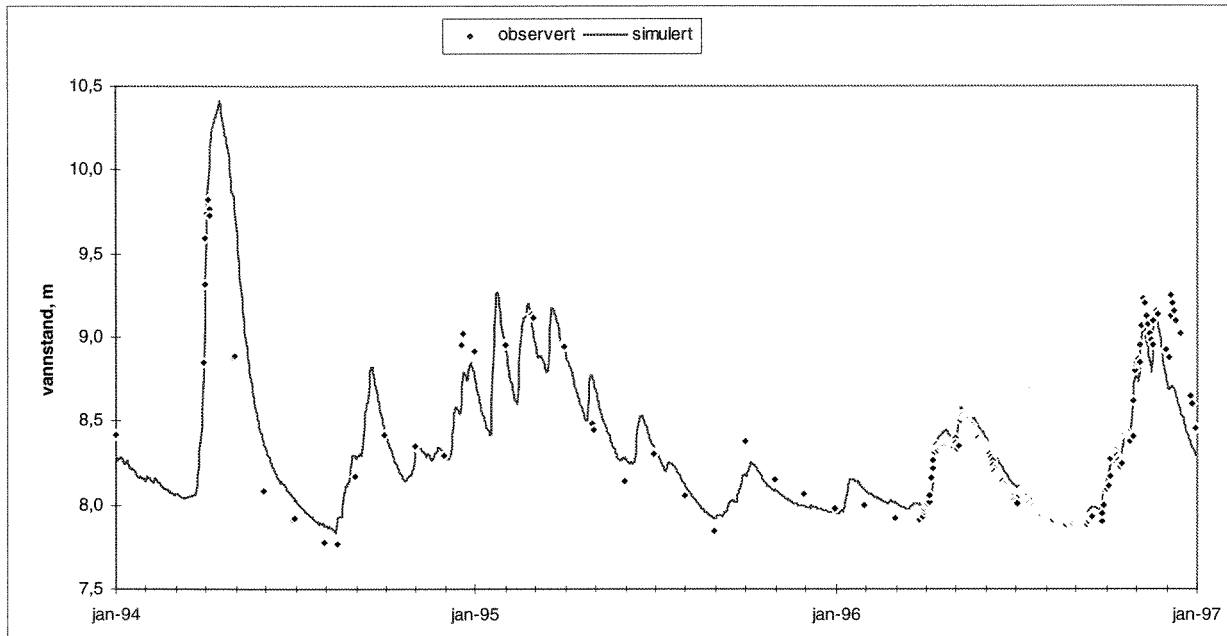
At enkelte verdier for innmålingene fra nedbørfeltet kommer noe under null sommerstid, skyldes at fordamping fra våtmarka er inkludert, og at det for enkelte perioder har vært en større fordamping fra våtmarka enn tilrenning via bekkene. Dette gjelder for alle de tre årene 1994-1996 som alle hadde en svært tørr sommersituasjon.

Vannføringen som måles ut av våtmarka er mye mer stabilt enn det som måles inn, dette skyldes særlig to forhold:

1. Vannstanden i våtmarka og ellers i Borrevannet stiger ved økt tilrenning, og stigningen er omtrent proporsjonal, da forholdet mellom våtmarkas tilrenningsområde og våtmarkas overflate er omtrent det samme som forholdet mellom resten av nedbørfeltet og innsjøarealet. Vann fra et omtrent $4,2 \text{ km}^2$ stort område tilrenner Vassbånn, mens arealet sør for innhegningen er $0,251 \text{ km}^2$. Dette gir et forhold på 16,7. Resten av nedbørfeltet er $25,7 \text{ km}^2$, mens resten av innsjøen er $1,83 \text{ km}^2$. Dette gir et forhold på 14,0. Avrenningen fra Borrevannet i nord er på ingen måte stor nok til å ta unna de store vanntilførslene ved avsmelting og ved store nedbørsmengder.

2. I enkelte tørre perioder vil tilrenningen være negativ (f.eks. i juli 1994), dvs. at fordampingen fra våtmarka er større enn det som måles i bekkene. I disse periodene er det fortsatt en viss vannmengde som går ut av våtmarka. Dette skyldes at vannstanden i Borrevannet synker.

Vannstanden i våtmarka kan variere mye over året, faktisk over 2 m, noe som gjør at våtmarka fungerer som en stor buffer. Variasjonene kan i tillegg skje meget raskt, da nedbørfeltet domineres av tett leire som gir meget hurtig overflateavrenning, og fordi utløpet fra Borrevann er meget trangt. Særlig gjør dette seg gjeldende i april-94. Figur 9 viser hvordan vannstanden varierte i 1994-96.



Figur 9. Observerte og simulerte vannstandsvariasjoner i Borrevannet (og våtmarka) 1994-1996.

5. Stofftransport og retensjon

5.1 Tilførsler fra landarealene

Tilførslene fra de forskjellige feltene ble regnet ut på bakgrunn av daglige vannføringer og målinger av vannkvalitet, blandprøver og stikkprøver (se kapittel 4).

Kum D falt tidlig ut av måleprogrammet pga. lange perioder med driftsstans på pumpa. Vannkvalitet i denne stasjonen ble derfor beregnet sammen med de feltene som har direkte drenering til våtmarka (jfr. figur 7). Dette går fram av tabell 6.

Tabell 6. Prøvestasjoner der vannkvaliteten er beregnet.

Prøvestasjoner	Betegnelse	Areal, daa	Arealbruk	Beregningsmåte
Kum D	D	153	fulldyrka	som snitt a,b,c
Direkte under A	AU	164	fulldyrka	som A
Direkte under B	BU	159	80 daa fulldyrka	70% av B
Direkte under DI	DUI	280	fulldyrka, golf, skog	70% av snitt A,B,C
Direkte under DII	DUII	71	fulldyrka	som F

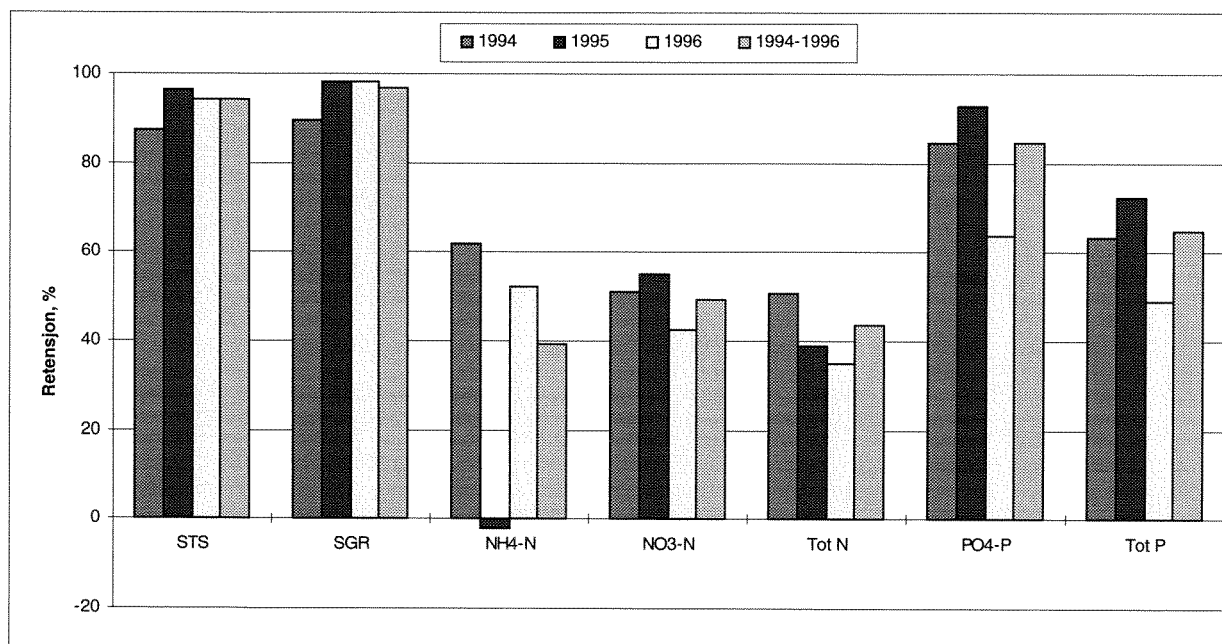
5.2 Direkte tilførsler til åpen vannflate

Tilførsler av nitrogen og nitrogenfraksjoner direkte til åpen vannflate er bestemt ved å bruke døgnkonsentrasjoner i nedbør for årene 1994-1996 for overvåkingsstasjonen Lardal i Vestfold (NILU 1997). Konsentrasjonene er så multiplisert med nedbørmengde målt ved Borrevann. Konsentrasjonene av totalnitrogen regnes som summen av nitrat og ammonium. Tørravsetningen er dermed ikke medregnet. Denne kan utgjøre ca 20 % av totalavsetningen til land (Semb & Tørseth 1994), men til åpen vannflate er den langt lavere og trolig så liten at den kan ses bort i fra (Tørseth pers. medd.).

For fosfor kommer mye av deposisjonen fra tørravsetninger, da fosforet i stor grad følger partikler. Deposisjon fordelt på månedlige variasjoner er hentet fra et arbeid som Berge gjennomførte i 1977-78 på 18 områder i Telemark (Rognerud et. al 1979). Deposisjon som mg/m²/mnd er lagt direkte inn i inputberegningene til Vassbånn. Av målt totalfosfor var over halvparten (54%) partikulært fosfor og dermed lite algetilgjengelig. Ca. 25 % målt som løst reaktivt fosfor, og dette brukes som ortofosfatandel i inputberegningene.

5.3 Retensjonsbetraktninger på årsbasis

Retensjoner på årsbasis er vist i figur 10. Ikke overraskende er retensjonene av suspendert stoff (STS) og suspendert gløderest høy (SGR), hhv. 94 og 97 %. Variasjonen fra år til år er dessuten ikke så store. Dette er stoffer som i stor grad sedimenterer når vannet bremses i våtmarka. Noe av det samme er tilfellet for totalfosfor som i betydelig grad er partikkelbundet. Her ser vi en retensjon på mellom 49 og 72 % med et snitt over hele perioden på 65 %. At retensjonen av ortofosfat er høy, 85 % for hele undersøkelsesperioden, er spesielt verdifullt. Det er denne delen av fosforet som utnyttes spesielt av plantene, enten det er vannplanter og fastsittende alger i våtmarka, eller planktonalger i innsjøen. For nitrogen ligger nivåene noe lavere, fra 39 til 51 % for totalnitrogen med et snitt for perioden på 44 %. Total nitrogen utgjøres for en stor del av nitrat og organisk bundet nitrogen. Ammonium betyr mengdemessig svært lite. For 1995 viser ammonium en negativ retensjon, dvs. det produseres mer enn det holdes tilbake i våtmarka. En vesentlig del av årstilførsel av nitrogen kom gjennom en svært mild og våt vinter i 1995. Pga. dekomponering, liten oksygentilgang og dermed liten oksygenmetning i våtmarka på denne tida, er noe nitrogen (nitrat eller organisk bundet nitrogen) tydeligvis blitt redusert til ammonium (se også figur 11).



Figur 10. Prosentvis retensjon av de ulike parametre for 1994, 1995, 1996 og som snitt for de tre årene (1994-1996).

5.4 Retensjon på sesongbasis

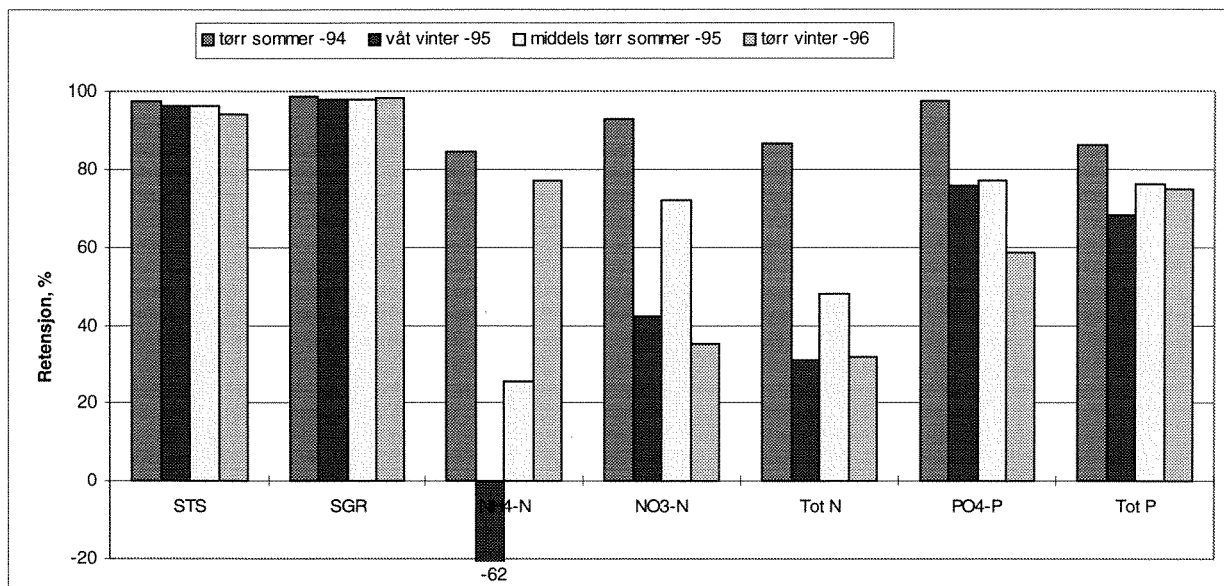
Det har vært ønskelig å se på hvordan retensjonen varierer i forhold til hvor store tilførsler som tilføres og når på året tilførslene kommer. Ved valg av perioder har det vært lagt vekt på å finne representative sommer- og vintersituasjoner for å illustrere hva den biologiske aktiviteten om sommeren betyr for retensjonen. Det har også vært viktig å tilpasse periodene slik at inngang og utgang av periodene har en vannstand på omtrent samme nivå. Dette for at ikke effekten av oppmagasinering i våtmarka skal virke forstyrrende inn. Det er i figur 11 vist to sommersituasjoner, den svært tørre sommeren 1994 og den middels tørre sommeren 1995. Vinterperioden i 1995 er relativt uvanlig med stor avrenning og store tilførsler gjennom hele vinteren. Vinteren 1996 er helt forskjellig med lite avrenning og frosne bekkefar i lange perioder.

Figur 11 viser at den relative retensjonen, målt i %, er svært stabil for suspendert stoff og gløderest. Det samme må en kunne si gjelder for fosfor, med et visst avtak av ortofosfat for den tørre perioden i 1996. Dette viser at for partikler og fosfor er de fysiske/kjemiske prosesser som sedimentasjon og kjemisk binding til sedimentet dominerende. Biologisk opptak fra makrovegetasjon og påvekstalg er av mindre betydning.

Den høye retensjonen vinteren 1995 er det grunn til spesielt å merke seg. Mesteparten av årstransporten for 1995 kom denne vinteren, og for å forsøke å forklare en høy prosentvis retensjon er det viktig å være klar over to forhold:

- I den våte vinterperioden er det en høy vannstand i våtmarka
- Konsentrasjonene i den våte perioden er høye

Våtmarka hadde nesten en meter høyere vannstand i den våte vinterperioden i forhold til de tørre sommerperiodene. Dette gjør at våtmarka da får et svært mye større vannvolum. Tilførslene er imidlertid også store, men våtmarka klarer å opprettholde en lang oppholdstid pga. sitt store volum. Oppholdstiden er vurdert som den viktigste enkeltfaktoren som bestemmer retensjon i innsjøer (Larsen & Mercier 1976), og er utvilsomt viktig i en våtmark også.



Figur 11. Retensjon i prosent for forskjellige sommer- og vintersituasjoner. Tørr sommer -94: 1/6-31/8-1994; våt vinter -95: 1/1-31/3-1995; middels tørr sommer -95: 1/6-30/9-1995; tørr vinter -96: 1/1-31/3-1996.

Konsentrasjonen av stoffer som tilrenner våtmarka i den våte perioden er høye. Med stor vannføring i bekkene eroderes mye leirpartikler (suspendert stoff og totalfosfor) både naturlig i bekkeleiet og fra landbruksarealene. Gjennomsnittskonsentrasjonene fra de forskjellige stasjonene fra prøvetakingens begynnelse fra januar 1994 til utgangen av 1996 går fram av Tabell 7.

Konsentrasjonen av f.eks. total fosfor i Semsbekken (stasjon E) er i den omtalte "våte" perioden vinteren 1995 gjennomsnittlig 496 µg/l, mot en middelvei på 292 µg/l for hele perioden 1994-1996. Reduksjonspotensiale er langt større i våte perioder enn for gjennomsnittlige og tørre perioder. I tillegg er det partikulære fosforet i de våte periodene lettere sedimenterbart enn løste forbindelser i perioder med lite erosjon. Vannet som tilføres i tørre perioder er dominert av grunnvann, med langt lavere konsentrasjoner av næringsstoffer.

For total nitrogen og nitrogenfraksjonene er situasjonen en annen. Her ser vi at det er sommersituasjonen som i størst grad bidrar til høy retensjon. Dette er ikke overraskende da nitrogenretensjonen i stor grad avhenger av denitrifisering som er en biologisk prosess. Til tross for dette er det fortsatt en retensjon på over 30% for total nitrogen vinterstid, noe som må tilskrives de forannevnte fysiske og kjemiske prosesser, og der sedimentasjon er en hovedmekanisme.

Tabell 7. Middelkonsentrasjoner i de ulike målepunktene i perioden 1994-1996. Konsentrasjonene i kum A, B og C baserer seg på blandprøver, mens verdiene i bekkene F og G er stikkprøver. Fra 1995 er det tatt både blandprøver og stikkprøver i Semsbekken (E).

Stasjon	Periode	An-tall	STS mg/l	SGR mg/l	NH ₄ -N µg/l N	NO ₃ -N µg/l N	Tot-N µg/l N	PO ₄ -P µg/l P	Tot-P µg/l P
A (Kum)	1994	20	62	40	129	2544	3420	52	97
A	1995	21	165	136	143	1474	2748	147	227
A	1996	26	55	40	58	2423	3079	47	85
A	1994-1996	67	91	70	106	2162	3077	80	133
B (Kum)	1994	21	83	49	231	3760	5227	43	94
B	1995	20	29	18	151	3747	4611	25	53
B	1996	24	37	21	163	5876	6527	45	68
B	1994-1996	65	50	29	181	4537	5518	38	72
C (Kum)	1994	23	20	11	260	3917	4768	16	42
C	1995	22	38	20	242	2673	3622	23	59
C	1996	26	23	13	173	3583	4262	19	45
C	1994-1996	71	27	14	223	3409	4227	19	48
E (Sems- E bekk)	1994	23	51	41	144	3348	5182	86	155
E	1995	21	320	292	129	3292	4586	212	389
E*	1995	13	43	37	114	4359	5106	112	172
E	1996	12	285	249	386	2402	4478	254	386
E*	1996	13	10	7	76	5007	5000	58	83
E	1994-1996	56	202	180	190	3124	4808	169	292
F (Krepse- F bekk)	1994	21	18	15	173	8189	9236	35	52
F	1995	24	9	7	255	6912	7529	48	64
F	1996	22	18	15	284	5385	5988	62	88
F	1994-1996	67	15	12	239	6811	7558	49	68
G (Grøfte- G bekk)	1994	20	49	43	119	2970	4645	53	102
G	1995	24	39	33	45	2467	2945	37	60
G	1996	22	19	17	62	4319	4678	24	37
G	1994-1996	66	35	31	73	3237	4038	38	65
H (Tunnel)	1994	20	4	3	100	1624	2630	9	32
H	1995	23	4	2	93	1038	1868	6	36
H	1996	24	4	1	57	1001	1743	9	41
H	1994-1996	67	4	2	82	1200	2051	8	36

* Stikkprøver

5.5 Retensjon på døgnbasis

I perioder der våtmarka mottar store vann- og stoffmengder, vil vannstanden stige både i våtmarka og i resten av innsjøen. Dette har sammenheng med at tilløpet fra nedbørfelter responderer meget raskt på nedbør, noe som igjen skyldes stort innslag av impermeable jordarter (leire). I tillegg er utløpet i nord-enden av Borrevannet trangt. Mye av vannet som tilføres våtmarka i våte perioder magasineres derfor opp i våtmarka, og regnes i de foregående presentasjoner som retensjon. Endel av det som tilføres vil derfor i en slik våt periode enda ikke ha vært underlagt rene retensjonsprosesser som sedimentasjon og biologisk optak, men kun en ren oppmagasinering.

Noe av vannet som er tilført i en våt periode skylles ut av våtmarka i en etterfølgende tørr periode da vannstanden i Borrevannet synker. Dette gjør det ikke alltid like lett å tolke retensjoner fra våte og tørre perioder. Ved presentasjon av data som døgnverdier i figur 12, bør det altså bemerkes at høye retensjonsverdier ved høy tilførsel i stor grad skyldes oppmagasinering og ikke kun de rene retensjonsprosesser.

Figur 12 viser hvordan retensjonen varierer gjennom året for de forskjellige parametre. Fosforfraksjonene (forøvrig også suspendert stoff/gløderest) viser nesten uten unntak positive retensjoner. Dette med et lite unntak for totalfosfor vår 1994 og vinter 1995, og kan sammenholdes med en sterk vannstandsreduksjon og derfor også høy utstrømming av våtmarka kombinert med en beskjeden tilrenning.

For nitrogen er imidlertid bildet noe annet. I betydelige perioder vår og høst 1994, og vinter 1995 lekker våtmarka nitrogen. Forklaringen på dette er flere:

- større utrenning enn tilrenning
- utspyling av dekomponerende/dekomponert materiale
- utlekking fra visnende planter
- oksydering av organisk nitrogen fra sedimentet

Særlig våren 1994 er det høyere utstrømming enn tilrenning, noe som går klart fram av figur 8. figur 12 viser også hvordan vannstanden synker meget raskt og lenge på ettervåren. Dette vil langt på vei forklare den negative retensjonen på ettervåren 1994 for nitrogen.

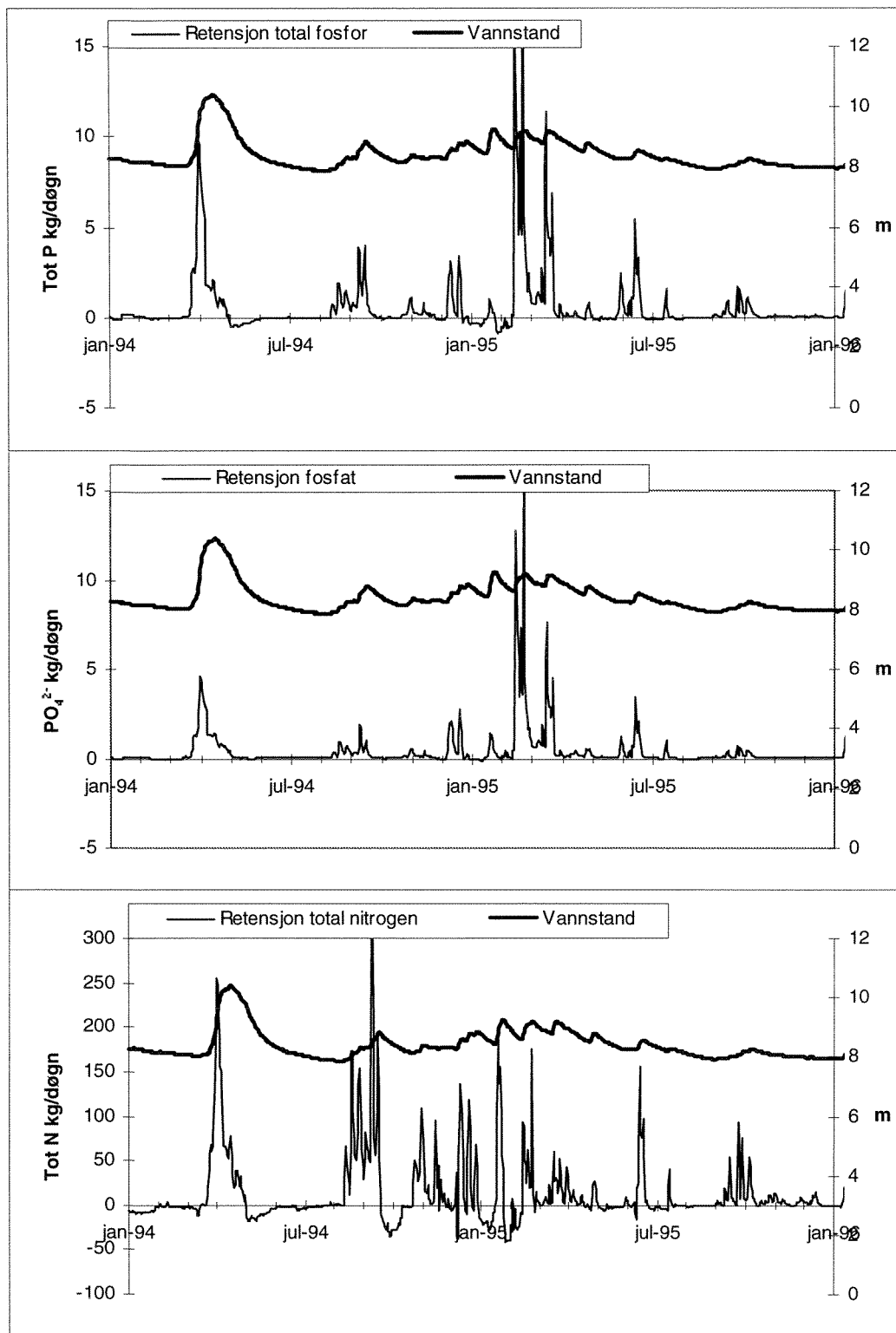
Noe av det samme bildet finner vi om høsten 1994, men med en mindre vannstandsreduksjon, og med en langt større negativ retensjon. Det er derfor nærliggende å tro at også dødt dekomponerende organisk materiale blir ført ut av våtmarka og derfor medfører en negativ retensjon. Men siden dette ikke ble observert for fosfor, så er det lite trolig at utførsel av dekomponerende materiale påvirker retensjonen i særlig grad. Dessuten blir mesteparten av makrovegetasjonen dekomponert inne i våtmarka, og dette skjer om våren etter at fjorårsstenglene brytes ned av isløsningen. Disse stenglene inneholder dessuten svært lite næringssalter, da mye tilbakeføres til rota før plantene visner.

Tidligere er det påvist at makrovegetasjon generelt kan lekke plantenæringsstoffer (41% N og 58% P) i forbindelse med visning om høsten (Klopatek 1975 og 1978). Dette ser i mindre grad ut til å skje i Borrevann.

En annen mulig forklaring kan være at enkelte delvis tørrlagte områder i våtmarka kan ha fått oksydert organisk nitrogen til nitrat i sedimentet pga. oksygentilførsler. Dette blir så spylt ut når vannstanden igjen stiger og vanntilførslene øker. Dette er beskrevet som et generelt fenomen av Kadlec og Knight (1996). En støtte for en slik forklaringsmodell er at mesteparten av nitrogenet ut av våtmarka utgjøres av nitrat.

Berge og Fjeld (1995) har forøvrig observert nitrogenlekkasje fra en senket våtmark ved Grennesvannet i Vestfold i visse perioder av året.

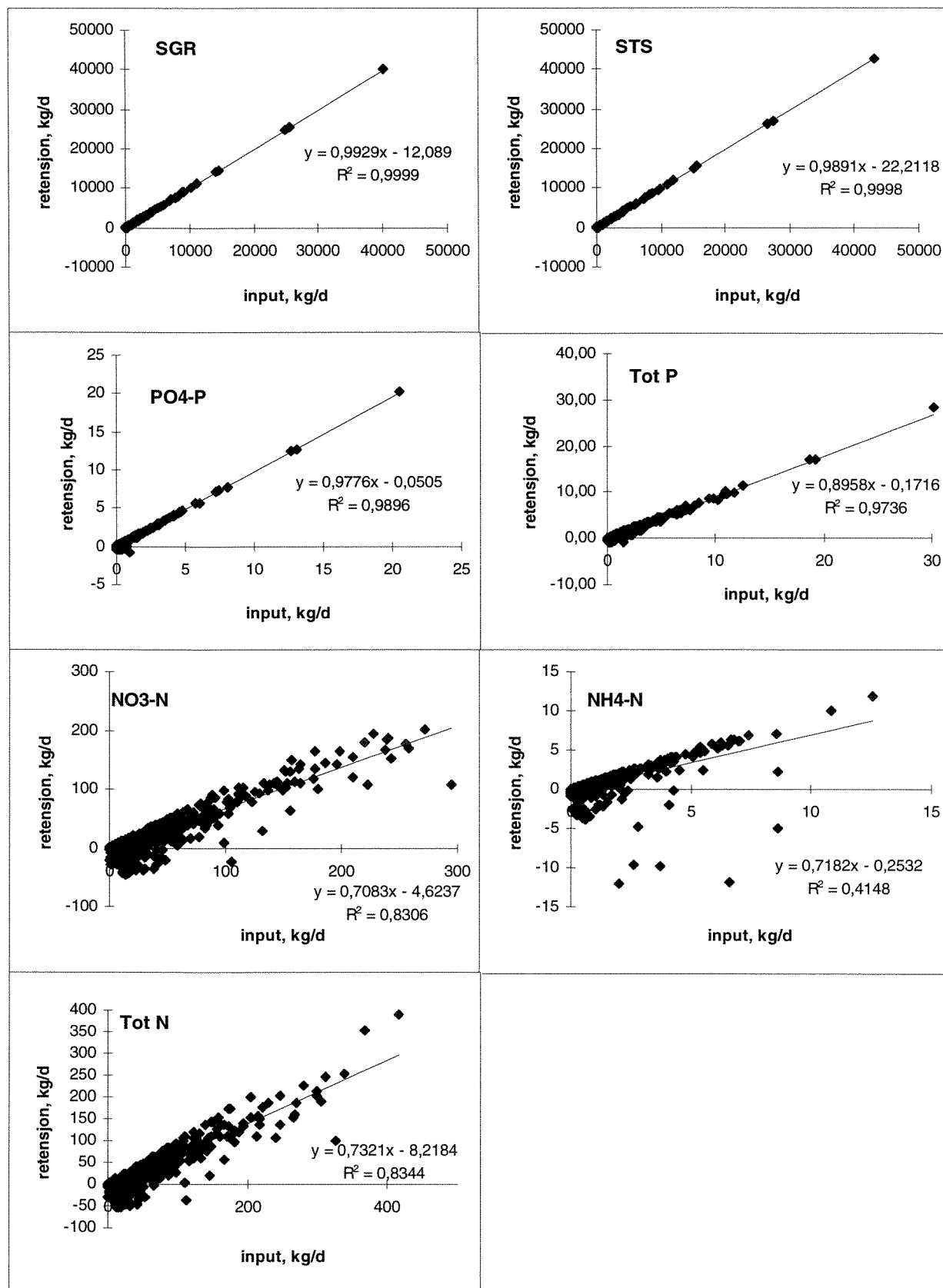
En høye uttappingen av vann fra en innsjø, kombinert med beskjedne tilførsler slår spesielt ut for nitrogen og har mindre effekt på de andre parametrene. Dette er ikke særlig overraskende, siden tap av fosfor og suspendert stoff i meget stor grad er underlagt sedimentasjon, mens dette skjer i mindre grad for nitrogen. I en periode på senhøsten vil denitrifiseringen bremses kraftig opp pga. lave temperaturer, mens sedimentasjonsprosessen er like virksom hele året.



Figur 12. Daglig retensjon (kg per døgn) sammenholdt med vannstandsvariasjoner i våtmarka i perioden 1994-1996.

5.6 Variasjon i retensjon i forhold til tilførselsmengder

Det er laget en statistisk analyse av sammenhengen mellom tilførsler og retensjon, dvs. totale tilførsler regnet som kg/d. Dette vises i Figur 13. Korrelasjon mellom tilførsler og retensjon for de ulike parametere. Døgnverdier for perioden 1994-1996. Sammenhengene er her svært gode, med jevnt over høye regresjonskoeffisienter. Verdien skulle vært logtransformerte pga. stor spredning. Da dette ikke er gjort, skyldes det at det dels er så høye regresjonsverdier at disse ikke ville bli forandret ved transformering, dels at det vanskelig lar seg gjøre å transformere minusverdier uten at det legges på konstanter, noe som gjør det visuelle bildet uklart. Som nevnt i forrige kapittel vil retensjon på døgnbasis ikke nødvendigvis illustrere sann retensjon i form av sedimentasjon, denitrifisering etc. En god del av det som holdes tilbake innenfor et kort tidsintervall på ett døgn, vil skyldes en ren oppmagasinering i våtmarka pga. at innsjøen og våtmarka stiger ved nedbør og påfølgende tilrenning.



Figur 13. Korrelasjon mellom tilførsler og retensjon for de ulike parametere. Døgnverdier for perioden 1994-1996.

6. Eventuell overføring av mer vann til våtmarka

Retensjonsverdiene i våtmarka er høye, også ved stor tilrenning. Dette viser at fysiske/kjemiske prosesser som fungerer hele året gjennom, er tilstrekkelige for å opprettholde en god retensjonseffekt, spesielt for fosfor og suspendert stoff. Det er i dette kapitlet gitt en vurdering av en eventuell overføring av mer vann fra hovedtilførselselva Sandeelva som ligger noen hundre meter vest for våtmarksområdet.

6.1 Forhold som virker inn på den permanente retensjonen

Med permanent retensjon regnes her retensjonene over ett eller flere år, dvs. ikke sesong- eller døgnvariasjoner.

Noen av hovedfaktorene som bestemmer den prosentvise tilbakeholdelse i en våtmark kan se ut til å være:

- stoffbelastning
- sedimentets karakter
- hydraulisk belastning

6.1.1 Stoffbelastning og karakterisering av sediment

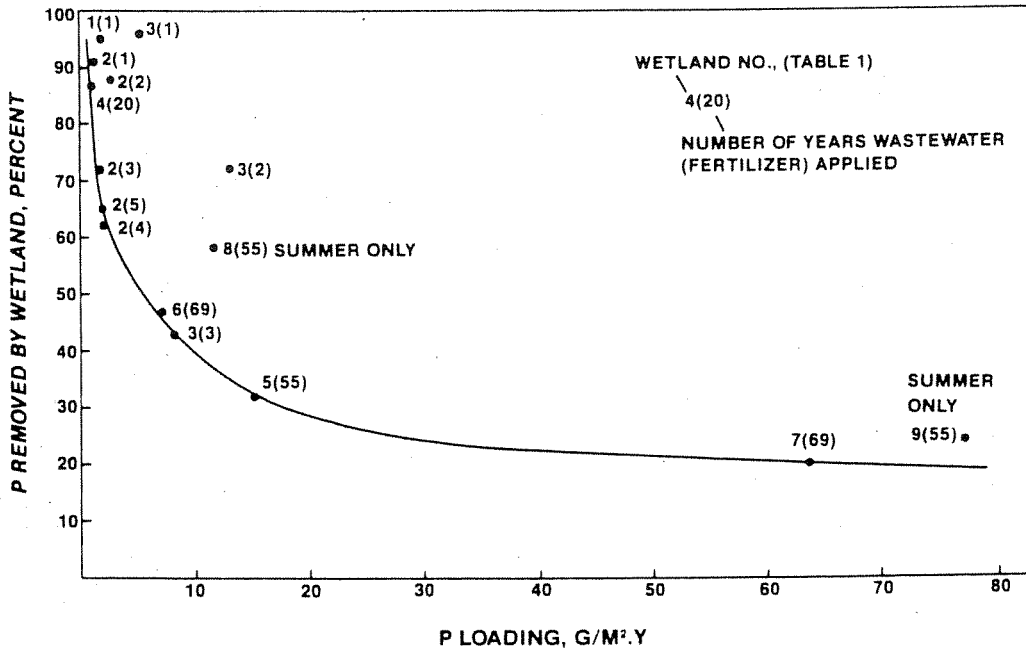
I de tre årene ble det tilført omkring 300 kg Tot P hvert år til våtmarka. tabell 8 viser at dette medfører en spesifikk belastning på 1,1 til 1,4 g P/m². Den spesifikke belastningen av total nitrogen ligger på mellom 28 og 61 g N/m².

Tabell 8. Tilførselsbelastning til Våtmarka (251 daa) for 1994, 1995 og 1996, absolutt og spesifikk pr. arealenhet.

Parametere	1994		1995		1996	
	kg/år	g/ m ² *år	kg/år	g/ m ² *år	kg/år	g/ m ² *år.
STS	106705	425	324584	1293	162120	646
SGR	84004	335	298287	1188	138274	551
NH4-N	338	1,3	260	1,0	705	2,8
NO3-N	10316	41	5600	22	12675	50
Tot N	14560	58	6954	28	15233	61
PO4-P	128	0,5	205	0,8	255	1,0
Tot P	281	1,1	332	1,3	359	1,4

Figur 13 viser at tilbakeholdelsen for fosfor holder svært godt tritt med tilførslene. Det er imidlertid innlysende at kurven på ett eller annet punkt må flate ut. Nichols (1983) viste klart hvordan den relative retensjonen (målt i %) avtok når stofftilførselen pr. areal og år økte. Utredningen bygde på data fra de fleste amerikanske våtmarksundersøkelser som var gjennomført på den tida, og der de fleste mottok rensset avløpsvann.

Det ble laget en regresjonslinje for retensjon av fosfor sett i forhold til belastningen, og der det ble tatt mest hensyn til undersøkelser som hadde hatt en jevn belastning over noen år. Dette vises i figur 14.



Figur 14. Retensjon av fosfor, i prosent, avhengig av fosforbelastning med rensed avløpsvann (figur fra Nichols 1983).

Figur 14 indikerer at en belastning på 1,5 g P/m²*dag gir en retensjon på 68 %, noe som er svært likt resultatene fra denne undersøkelsen som viser 1,27 g P/m²*dag og en retensjon på 65% over hele undersøkelsesperioden.

For våtmark 1-3 (figur 14) var retensjonen høyere, 90-95% ved belastning på 2-5 g P/m²*år, og til 70 % retensjon kunne påregnes ved belastninger på 10-15 g P/m²*år. Nichols (op. cit.) hevdet imidlertid at denne reduksjonen neppe ville holde seg i mange år, men vil avta etterhvert.

6.1.2 Sedimentets karakter

Richardson (1985) og Richardson & Davis (1987) er opptatt av forhold ved sedimentet som bestemmer retensjonskapasitet for fosfor. Han peker på at sedimentet inneholder over 90 % av det fosforet som finnes i økosystemet, og at sedimentasjonsprosesser er de eneste langsiktige retensjonsprosesser som finnes for fosfor, forutsatt at en ikke driver høsting av makrovegetasjon. Innholdet av krystallinsk og spesielt amorft aluminium (Al) (oksalsyre-ekstraherbart) og jern (Fe), er viktig for å holde en høy retensjon av fosfor. I tillegg har det lenge vært kjent at innholdet av kalsium (Ca) og leirmineraler er viktige for fosforets utfelling og adsorpsjon til sedimentoverflaten (Nichols 1983). Likeledes er det en vanlig oppfatning at sediment eller jordsmonn med høyt organisk innhold, dvs. lav gløderest, generelt sett har en begrenset mulighet til å holde på fosforet.

Undersøkelser fra to steder i Vassbånn viser at sedimentet, også i overflaten, er relativt mineralsk (tabell 9). Det ble tatt en prøve (stasj. A) inne i våtmarka, ca 50 m innenfor duken og i ytterkanten av takrørbeltet. Videre ble det tatt en prøve ved tunellen i duken (stasj. B). En gløderest på 85% i overflaten og 95% på 25-30 cm dyp er relativt høyt, og viser at svært mye av det organiske stoffet som tilføres økosystemet, hovedsakelig fra makrovegetasjonen i våtmarka, blir effektivt dekomponert og mineralisert.

Innholdet av aluminium er også høyt i forhold til mange våtmarkssedimenter. Overflatekonsentrasjoner på mer enn 10 mg/g eller 10 000 µg/g, som i Borrevann, er blant de aller høyeste verdier som Richardson (1985) fant i sin gjennomgang av forskjellige våtmarkstyper.

Et fosforinnhold på 0,08 % i overflatesedimentet (i forhold til tørrstoffinnholdet) er også høyt i forhold til forskjellige våtmarkssediment referert i Richardson (1985). Her ble det funnet en variasjon på 0,05-0,12 % fosfor.

Tabell 9. Sedimentanalyser tatt på to stasjoner i Vassbånn 26/8-97.

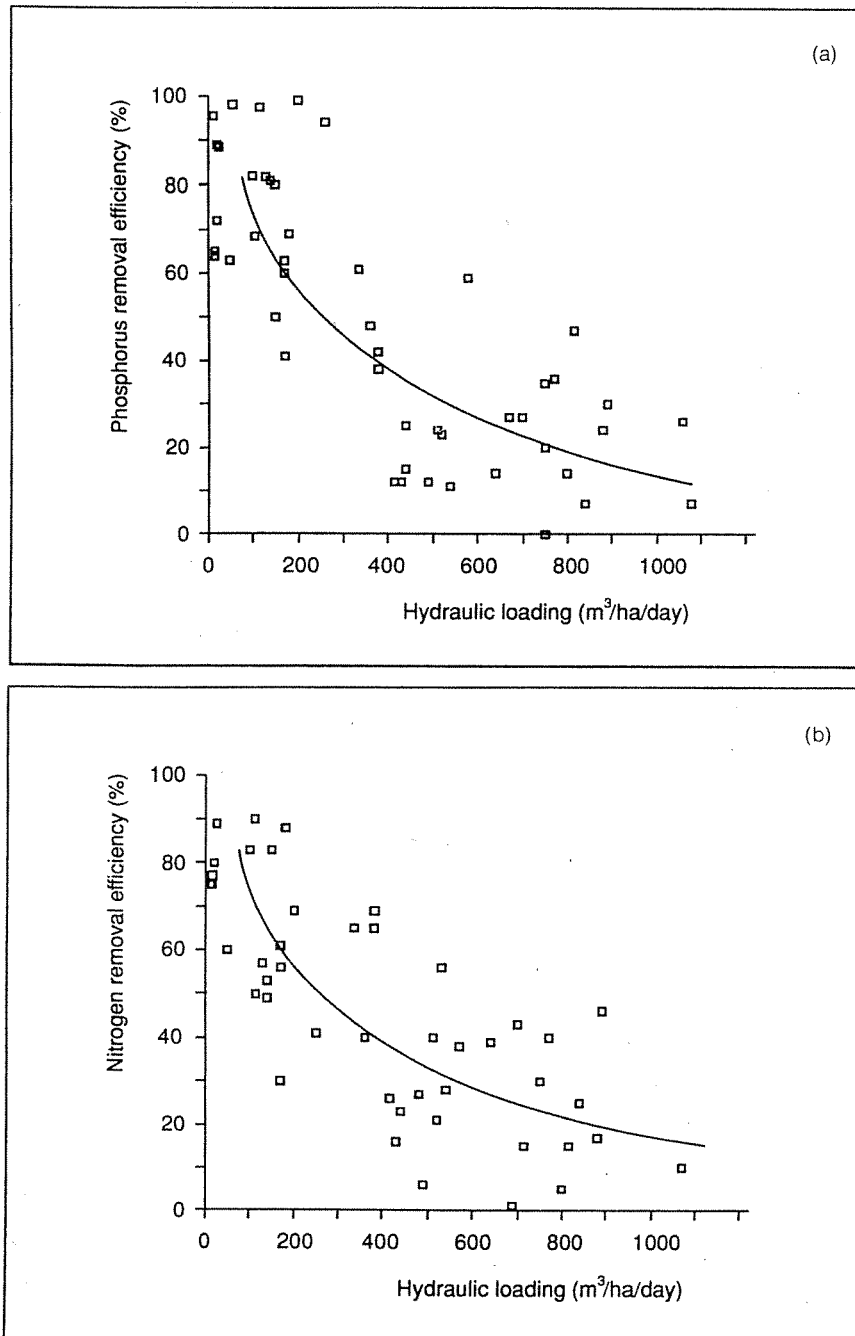
Stasjon	Dyp cm	TS mg/g	TGR mg/g TS	TotP mg/g TS	TotN mg/g TS	Al mg/g TS	Ca mg/g TS	Fe mg/g TS	Mn mg/g TS
A	0-5	238	882	0,81	5,9	13,40	5,54	22,3	0,36
A	10-15	390	941	0,64	2,6	11,80	4,27	17,1	0,29
A	25-30	427	948	0,72	2,1	13,60	4,46	17,3	0,32
B	0-5	166	854	0,88	8,0	12,50	5,68	18,8	0,42
B	10-15	353	923	0,65	4,0	9,38	4,40	15,5	0,30
B	25-30	441	946	0,66	2,0	13,60	4,48	17,1	0,36

Richardson & Craft (1993) viser til at nyere undersøkelser opererer med sedimentasjon og dermed permanent retensjon under 1,0 g P/m²*år, med vanlige gjennomsnitt på omkring 0,5 g P/m²*år. Dette er lavere verdier enn det Vassbånn allerede belastes med idag. Richardson & Craft (op. cit) viser imidlertid til undersøkelser med for det meste jord med høy organisk innhold, som karakteriseres som torv ("peat").

6.1.3 Hydraulisk belastning

Våtmarksarealet er 5,97 % av tilrenningsarealet, noe som er en relativt høy andel i forhold til endel andre undersøkelser det er relevant å sammenlikne seg med. Den hydrauliske belastningen er som et snitt for perioden 1994-96 målt til 742 mm/mnd, med en stor variasjon fra 1066 mm/mnd i 1994 til 490 mm/mnd i 1996. Omregnet blir dette 244 m³/ha/dag for perioden 1994-96.

Duel et al. (1993) har gjort en sammenstilling av næringssaltretensjon i forhold til hydraulisk belastning for våtmarker. Figur 15 viser hvordan fjerningen av fosfor og nitrogen fra konstruerte våtmarker avtar med økende hydraulisk belastning. Dataene kommer fra konstruerte våtmarker i Nord-Amerika og Vest-Europa. Ut ifra Vassbånn's nåværende belastning på 244 m³/ha/dag skulle dette tilsvare ca 50% fosfor- og nitrogenfjerning. Dette er imidlertid konstruerte systemer som vanligvis mottar en langt høyere stoffbelastning. På den andre siden er de ofte konstruert for en optimalisering av næringssaltfjerning.



Figur 15. Retensjonkapasitet for konstruerte våtmarker i Nord-Amerika og Vest-Europa, som får tilskudd av næringssalter fra kommunalt avløp eller landbruksavrenning, (a) fosfor ; (b) nitrogen. (Etter Duel et al. 1993).

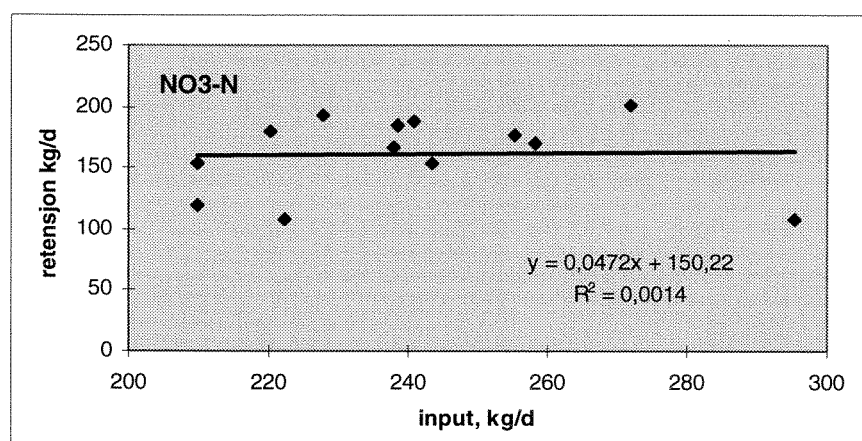
6.2 Anbefaling vedrørende overføring av mer vann til våtmarka

Som nevnt i forrige kapittel er man avhengig av en betydelig oppmagasinerings, og at man dermed får opprettholdt en lang oppholdstid for vannet når tilførslene er store. Tidligere er det også nevnt at forholdet mellom avrenningsområdet til våtmarka og våtmarkas overflateareal, sammenliknet med hele nedbørfeltet og hele innsjøens overflateareal, er nokså likt. Forholdstallet for våtmarka er ca 16,7 og for innsjøen ca 14. Dette medfører altså at tilrenning til våtmark og innsjø relativt sett er lik, og som vi også observerer, vannmengden ut av våtmarka er mye mer stabil enn tilrenningen (figur 8).

Tilførsel av mer vann fra Sandeelva vil forstyrre dette forholdet, og vannet vil strømme fortere igjennom våtmarka. All tidligere erfaring viser at dette vil medføre en nedgang i den prosentvise retensjonen (Nichols 1983). Til dette hører også at vannkvaliteten i Sandeelva er bedre enn det vannet som normalt tilrenner våtmarka. Fosforverdien i Sandeelva er for eksempel kun en tredel av Semsbakkens, ortofosfaten en fjerdedel og nitrogen ca halvparten. Reduksjonspotensialet er derfor mindre.

En eventuell overføring av vann bør kun skje ved relativt høy vannstand i Sandeelva. Å overføre vann på tørrværsavrenning oppnår en relativt lite med, fordi det da ofte er lite vann og lave konsentrasjoner. Dessuten trenger vannflora og -fauna sårt den beskjedne vannføringen som da elva har å tilby. Til dette hører at det på tørrværsavrenning foregår jordbruksvanning som reduserer vannføringen ytterligere.

Det er da kun de øverste delen av skalaene i figur 13 som er interessant ved overføring av mer vann, siden dettes skjer ved høy vannføring. Selv om det er svært få punkter på kurven ved høye verdier viser det for suspendert stoff og fosfor en jevn økning også ved høye verdier. Dette er imidlertid ikke tilfelle for nitrogen, og spesielt nitrat viser et klart tegn til utflating ved høye verdier. Dette er vist i figur 16.



Figur 16. Korrelasjon mellom nitrattilførsler og retensjon ved høy belastning.

Å overføre mer vann til våtmarka fra Sandeelva kan ikke tilrås på bakgrunn av det vi hittil vet om retensjonsprosessene i våtmarka. Hovedgrunnene til dette er at vannet fra Sandeelva har tildels mye lavere konsentrasjoner, og vil dermed fortynne vannet som allerede er i våtmarka. Reduksjonspotensialet for vannet i våtmarka blir derfor mindre. Oppmagasinerings-effekten i våtmarka ser også ut til å være oppbrukt, da dagens tilrenning til våtmarka er omtrent proporsjonal med tilrenningen til resten av innsjøen. Mer vann i våtmarka vil renne raskt i gjennom med minimal oppholdstid, og en kan risikere resuspensjon av nylig sedimentert materiale.

7. Usikkerhetsvurderinger

Usikkerhetene knytter seg til flere forhold omkring vannmengde- og vannkvalitetsmålinger inn og ut av våtmarka.

Vannmengdemålingene for vann som strømmer inn i våtmarka er basert på vannføringstallene fra Semsbekken (stasj. E). For å verifisere disse dataene er det kjørt en modell (HBV-modellen) som ga en god overensstemmelse med observasjonene i de fleste tilfeller. I de tilfeller en ikke hadde observasjoner, eller der en på forhånd viste at de observerte dataene var usikre, ble modellens estimerte verdier brukt. Da det for Grøftebekken (stasj. G) ble installert en vannføringsmåler i august 1995, har det vært to stasjoner å verifisere mot hverandre. Dreneringen av alle feltene er tegnet opp på bakgrunn av informasjon fra kommunene og berørte grunneiere. Usikkerheten i dette betegnes derfor som moderat.

Vannkvalitetsmålingene inn i våtmarka er mest usikre for de feltene der det er gjennomført stikkprøvetaking. Dette gjelder for stasjonene F og G. For de andre stasjonene er det vannføringsproporsjonale blandprøvetakere. F og G utgjør 45% av det totale tilrenningsarealet. Hvis en sammenlikner data fra stikkprøvetaking og blandprøvetaking i E-bekken er det klart at stikkprøvetakingen har langt lavere verdier. Gjennomsnittet av stikkprøvene utgjorde kun 22 % av gjennomsnittlige blandprøveverdier. Da det ved hver prøverunde er sjekket at pumpa som pumper "subsamples" opp i dunken står fritt i vannet og ikke drar på bunnsediment, må dette resultatet tilskrives det såkalte "godværslimnologysyndromet". Prøvetakingen er som oftest tatt ved godt, tørt vær med lave konsentrasjoner og lav sedimenttransport. Dette innebærer at stikkprøvene fra F og G nok er underestimert. Da verdiene på målingene ut av våtmarka er svært stabile, og derfor i mindre grad preget av godt eller dårlig vær, kan dette tyde på at retensjonen er underestimert.

Den automatiske prøvetakeren i Semsbekken (E) pumper en delprøve over i en kanne som står i skyggen for sola, men ikke i kjøleskap. Dette kan medføre at det skjer en omsetning av næringssaltfraksjonene som er mest tilgjengelig. Dette kan medføre at ortofosfatandelen er noe underestimert, men trolig ikke betydelig. Oksygenfrihet i oppsamlingdunken er utelukket, og denitrifisering er dermed unngått. At noe ammonium kan forsvinne er imidlertid ikke utelukket. Ammoniumverdiene er forøvrig svært lave for alle stasjoner. Totalfraksjonene av næringssalter vil imidlertid være tilnærmet uberørt.

Det er montert vanlig V-overløp i Semsbekken. Alternativet ville vært et Krump-overløp som også er vanlig å bruke i slamførende bekker/elver. Ulempene med Krump-overløp er større usikkerhet i vannmengdemålingen ved lav vannføring. Fordelene er imidlertid at en får med seg alt sedimenterbart materiale som bekken fører med seg. Teoretisk sett kan det ved V-overløp sedimenteres partikler foran overløpet. Det var lagt ut plast foran overløpet, dels for å holde dammen tett, og dels for å avdekke mulig sedimentasjon foran overløpet. Observasjoner viser ubetydelig sedimentasjon.

Vannkvaliteten ut av våtmarka er for 1994 målt ved en automatisk prøvetaker, som forøvrig ikke var vannføringsproporsjonal, men tidsproporsjonal. For 1995 og 1996 ble det gjennomført vanlig prøvetaking pga. liten variasjon i verdiene. Usikkerhetene her blir derfor vurdert til å være relativt små.

8. Referanser

- Bakke, R., E. Hagman & P. H. Ollestad 1995. Naturbaserte prosesser for nitrogenfjerning. VANN 30, 3.
- Berge, D. & E. Fjeld. 1995. Mobilization of nitrogen from drained wetlands. In: Newsletter 3/95, Nitrogen from mountains to fjords. pp 7-8.
- Bratli, J. L. 1996. Restaurering av Borrevannet. Selvrensing av næringssalter og suspendert stoff gjennom naturlige sivbelter, framdriftsrapport. O-92064/E-92426. L.3514-96. NIVA-rapport. 70 s.
- Brettum, P., R. T. Arnesen, D. Berge, M. Laake & B. Rørslett 1976. En undersøkelse av Borrevann, 1975. NIVA-rapport O-174/73. 119 p.
- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands ? Wat. Sci. Tech. 35, 5:11-17.
- Duel, H., R. During & C. Kwakernaak. 1993. Artificial wetlands: a device for restoring natural wetland values. Landscape ecology of a stressed environment. (eds. C.C. Vos & P. Opdam), Chapman and Hall, London, pp:262-280. ISBN 0 412 44820 3.
- Dørge, J. 1994. Modelling nitrogen transformations in freshwater wetlands. Estimating nitrogen retention and removal in natural wetlands in relation to their hydrology and nutrient loading. Ecological Modelling 75/76:409-420.
- Englund, J. O. Personlig meddelelse.
- Finlayson, C.M. & Chick, A. J. 1983. Testing the potential of aquatic plants to treat abattoir effluents. Water Research, 17, pp. 415-422.
- Fleischer S., Gustafson A., Joelsson A., Pansar J., & Stibe L. 1994. Nitrogen removal in created ponds. Ambio 23 nr. 6, pp 349-357.
- Gehrels, J. & G. Mulamootil 1989. The transformation and export of phosphorus from wetlands. Hydrological processes, vol 3, pp:365-370.
- Gren, I. M. 1994. Costs and benefits of restoring wetlands: two Swedish case studies. Ecological Engineering 4:153-162.
- Gumbricht, T. 1993. Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. Ecological Engineering, 2:1-30.
- Hagman, E., R. Bakke & P. H. Ollestad. 1996. Biologiske renseparker i Frøylandsåna. Utforming effekter og modellering av renseparker. VANN 31, 2.
- Hoffmann, C. C. 1985. Nitrate reduction in a reedswamp receiving water from an agricultural watershed . Proc. 13th Nordic Symp. on sediments. Aneboda, Sweden. pp 41-62.

- Hoffmann, K. 1996. Wachstumverhalten von Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steudel) in klärschlammbeschichteten Filterbeeten. *Arch. Hydrobiol.*, 107:385-409.
- Hvoslef, S. og Mjelde, M. 1983. Strandvegetasjonen i Vansjø, vannstandsvekslingers virkning på strandvegetasjonen. NIVA-rapport.
- Jenssen, P. D., T. Mæhlum & T. Krogstad 1993. Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Wat. Sci. Tech.* 28,10: 149-157.
- Jenssen, P. D., T. Mæhlum, R. Roseth, B. Braskerud, N. Syversen, A. Njøs & T. Krogstad. 1994. The potential of natural ecosystems for controlling nutrient inputs. *Mar. Poll. Bull.* 29, 6-12:420-425.
- Jørgensen, S. E., Hoffmann, C. C. & Mitch, W. J. 1988. Modelling nutrient retention by a reedswamp and a wet meadow in Denmark. In: Mitch, W. J., Straskraba, M. & Jørgensen, S. E. (Eds.) *Wetland modelling*. Elsevier. pp 133-151.
- Kadlec, R. H. 1987. Northern natural wetland water treatment systems. In Reddy & Smith (red.): *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. pp 83-97.
- Kadlec, R. H. & Knight, R. L. 1996. *Treatment wetlands*. Lewis publishers. 893 p.
- Klopatek, J. M. 1975. The role of Emergent Macrophytes in Mineral Cycling in a freshwater marsh. In : *Mineral cycling in Southeastern Ecosystems*. F. G. Howell, J. B. Gentry, & M. H. Smith (Eds.). ERDA Symposium Series (CONS-740513), 357.
- Klopatek, J. M. 1978. Nutrient Dynamics of Freshwater Riverine Marshes and the role of Emergent Macrophytes. In: *Freshwater Wetlands, Ecological Processes and Management Potential*. R. E. Good et al. (Eds.). Academic Press, New York, 195.
- Kufel, L. 1982. The phosphorus turnover in reed bed. *Pol. Ecol. Stud.* 8:87-111.
- Larsen, D.P. & H.T. Mercier 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33(8): 1742-1750.
- Leonardsson, L. 1994. Våtmarker som kvävefällor. Svenska och internationalla erfarenheter. Naturvårdsverket, Stockholm 265 p.
- Mjelde, M. 1994. Makrovegetasjon i Bergsvatn i Vassås, Eikenesvatn, Grennesvatn, Haugestadvatn og Vikevatn i Eikerenvassdraget. NIVA-rapport Inr. 3054.
- Müller, U. 1995. Vertical zonation and production rates of epiphytic algae on *Phragmites australis*. *Freshwater Biology*, 34:69-80.
- Mæhlum, T., P. D. Jenssen, & W. S. Warner. 1995. Cold-climate constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 32,3:95-101.
- Nichols, D. S. 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal of Water Pollut. Control Fed.* 55(5): 495-505.

- Nixon, S. W. & V. Lee 1986. Wetlands and Water Quality: A Regional Review of Recent Research in the United States on the Role of Freshwater and Saltwater Wetlands as Sources, Sinks, and Transformers of Nitrogen, Phosphorus, and Various Heavy Metals, "Technical Report Y-86-2, prepared by University of Rhode Island for US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.
- Pettecrew, E. L. & Kalf, J. 1992. Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:2483-2489.
- Richardson, C. J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228: 1424-1427.
- Richardson, C. J. & J. A. Davis. 1987. Natural and artificial wetland systems: ecological opportunities and limitations. IN: Reddy, K. R. & W. H. Smith (Eds:) *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. pp: 819-854.
- Richardson, C. J. & C. B. Craft 1993. Effective Phosphorus Retention in Wetlands: Fact or Fiction ? In: G. A. Moshiri (ed.): *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, pp:271-281.
- Rognerud, S., D. Berge & M. Johannessen 1979. Telemarkvassdraget - Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. *NIVA-rapport O-70112*. Oslo.
- Semb, A. & K. Tørseth. 1994. Dry and wet nitrogen deposition. In *Newsletter 1/1994. Nitrogen from Mountains to Fjords*.
- Sloey, W. E., F. L. Sprangler and C. W. Fetter Jr. 1978. Management of freshwater wetlands for nutrient assimilation, s. 321-340. In R. E. Good, D. F. Wigham and R. E. Simpson (eds.), *Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential*. Academic Press, NY.
- Somes, N. L. G., Breen, P. F. & Wong, T. H. F. 1996. Integrated hydrologic and botanical design of stormwater control wetlands. Reprints of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Universität für Bodenkultur Wien. Vienna, Austria. pp:1-8.
- Sprangler, F. L. , W. E. Sloey and C. W. Fetter Jr. 1976. Wastewater treatment by natural and artificial marshes. NTIS; Springfield, VA, PB_2599-992. Environmental Protection Technology Series EPA-600/2-76-207.
- Yin, C. & Z. Lan. 1995. The nutrient retention by ecotone wetlands and their modification for Baiyangdian Lake restoration. *Water Science and Technology* 32, no 3: pp159-167.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3741-97

ISBN 82-577-3310-5