

2001
UTLÅN
NIVA'S
O-85110
siste eksempel

Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer

Hvordan man bestemmer akseptabelt
trofinivå og akseptabel fosforbelastning
i sjøer med middeldyp 1.5m-15m

$$\frac{[P]_{\lambda}}{[P]_i} = 0.436 T_w^{-0.16}$$

$$r = -0.83 \quad P = 0.001$$



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

| | |
|-------------------------|-----------|
| Prosjektnr.: | 0 - 85110 |
| Undernummer: | |
| Løpenummer: | 2001 |
| Begrenset distribusjon: | |

| | |
|---|-----------------------------------|
| Rapportens tittel: FOSFORBELASTNING OG RESPONS I GRUNNE OG MIDDELS GRUNNE INNSJØER Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5-15m. | Dato: 24/6-87 |
| | Prosjektnummer: 0 - 85110 |
| Forfatter (e): Dag Berge | Faggruppe: Vassdragsavdelingen |
| | Geografisk område: Øst-Norge |
| | Antall sider (inkl. bilag): 44 |

| | |
|---|----------------------------------|
| Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) | Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.): |
|---|----------------------------------|

Ekstrakt:

Hvor store fosforkonsentrasjoner og algemengder ulike innsjøer kan tåle før økologiske problemer oppstår, ser ut til å være hovedsaklig en funksjon av dyp. Denne funksjonen er bestemt. Det er fremstilt en funksjon som gir hvordan innsjøkonsentrasjonen av fosfor er avhengig av fosfortilførslene. De to ovennevnte funksjoner kan brukes til å fastsette øvre grense for akseptabel fosforbelastning. Det er også laget sammenhenger mellom klorofyll/fosfor/siktedyp. Modellsystemet er kalibrert og testet på grunne og middels grunne innsjøer på Øst-landet, og ser ut til å fungere tilfredsstillende i innsjøer med middeldyp fra 1,5-15m.

4 emneord, norske:

1. Fosforbelastningsmodell
2. Grunne innsjøer
3. Eutrofiering
4. Akseptabelt trofinivå

4 emneord, engelske:

1. Phosphorus loading model
2. Shallow lakes
3. Eutrophication
4. Acceptable trophic levels

Prosjektleder:

Dag Berge

For administrasjonen:

Bjørn Tvedt

ISBN 82-577-1250-7

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Oslo

FOSFORBELASTNING OG RESPONS I GRUNNE OG MIDDELS GRUNNE INNSJØER

HVORDAN MAN BESTEMMER AKSEPTABELT TROFINIVÅ OG AKSEPTABEL
FOSFORBELASTNING I SJØER MED MIDDELDYP 1.5M-15M.

Brekke 24. Februar 1987

Prosjektleder: Dag Berge

Medarbeidere: Pål Brettum
Jarl Eivind Løvik
Marit Mjelde

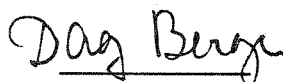
FORORD

Den foreliggende rapport er sluttproduktet fra et forskningsprosjekt med sikte på å utvikle en modell for beregning av akseptabel fosforbelastning i grunne innsjøer. Prosjektet ble etter hvert utvidet til også å omfatte middels grunne innsjøer. NIVA fikk prosjektet våren 1985 som oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT).

Prosjektet er ledet av cand. real. Dag Berge, som også har skrevet rapporten. Cand. real. Pål Brettum har bestemt planteplanktonet i de tilfeller dette har vært nødvendig. DH-kand. Jarl Eivind Løvik har bistått under feltarbeidet der hvor det har vært nødvendig å komplettere datagrunnlaget. DH-kand. Marit Mjelde har deltatt i data-sammenstillingen. Frode Rosland, GEFO, har bistått med å komplettere data omkring fosfortilførsler til en del av sjøene.

Prosjektet var i utgangspunktet risikofyllt, i det det var usikkert om man hadde gode nok data fra norske grunne innsjøer, samt usikkerhet generelt når det gjaldt mulighetene for å få til et brukbart vurderingssystem. Samarbeidet med oppdragsgiver har vært konstruktivt og meget godt. SFT takkes for et spennende og interessant prosjekt.

Oslo 13/2-87



Dag Berge

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

| Seksjon | Side |
|--|------|
| 1 KONKLUSJON | 1 |
| 1.1 Modellens bruksområde | 1 |
| 1.2 Forklaring av symboler | 1 |
| 1.2.1 Fastsettelse av akseptabelt trofinivå. | 2 |
| 1.2.2 Beregning av aktuell og akseptabel fosforbelastning. | 4 |
| 2 INNLEDNING | 6 |
| 2.1 Litt historikk. | 6 |
| 2.2 Utgangspunkt for prosjektet - arbeidshypotese. | 8 |
| 2.3 Målsetning med prosjektet. | 9 |
| 3 MATERIALE OG METODER | 11 |
| 4 RESULTATER OG DISKUSJON | 14 |
| 4.1 HVOR HØYE FOSFORKONSENTRASJONER TÅLER DE ENKELTE INNSJØER? | 14 |
| 4.2 TILBAKEHOLDELSE AV FOSFOR I GRUNNE SJØER | 17 |

| Seksjon | Side |
|---|------|
| 4.3 FOSFORBELASTNINGSMODELLER | 19 |
| 4.3.1 Definisjon | 19 |
| 4.3.2 Tidligere modeller. | 19 |
| 4.3.3 Utvikling av modellsystem for beregning av akseptabel fosfor belastning i grunne og middels grunne innsjøer | 22 |
| 3.1 Når og fra hvilket sjikt bør basisprøvene tas? | 22 |
| 3.2 Sammenhengen mellom fosfor og klorofyll. | 27 |
| 3.3 Sammenhengen mellom siktedyp og algemengde i grunne innsjøer. | 29 |
| 3.4 Belastningsmodellen "FOSRES". | 30 |
| 3.5 Testing av belastningsmodellen FOSRES. | 33 |
| 3.6 Hva kan man bruke det fremlagte vurderingssystemet til? | 39 |
| | |
| 5 LITTERATUR | 40 |

1 KONKLUSJON

1.1 Modellens bruksområde

Det er utviklet et system for beregning av akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i grunne og middels grunne innsjøer (middeldyp 1,5 - 15 m). I innsjøer uten nevneverdig innslag av indre gjødsling, kan systemet også brukes til å beregne aktuell fosforbelastning. Nedenstående punkter skisserer de vanligste anvendelsesområdene for modellsystemet.

- 1) Beregne øvre akseptable trofinivå i en innsjø.
- 2) Beregne øvre akseptabel fosforbelastning i en innsjø.
- 3) Beregne aktuell fosforbelastning i en innsjø.
- 4) Beregne behov for fosforavlastning.
- 5) Beregne effekten av nye utslipp.
- 6) Beregne effekten av tiltak.
- 7) Kost-nytte analyser av tiltak.
- 8) Beregne trofieffekter av vannstandsendringer.
- 9) Beregne trofieffekter av endret gjennomstrømming.

1.2 Forklaring av symboler

I de formler som inngår i modellen er det forsøkt brukt de samme tekniske notasjoner som etterhvert er innarbeidet i internasjonale arbeider vedrørende fosforbelastningsmodeller. Da notasjonene kommer igjen mange steder i rapporten, finner vi det formålstjenlig å liste dem opp samlet her i starten av rapporten:

$$Q = \text{Årlig avløp (m}^3/\text{år)}$$

V = Innsjøvolum (m^3)

A = Innsjøoverflate (km^2)

T_w = Teoretisk oppholdstid, eller den tid det tar for det innkommende vann å fylle opp innsjøbassenget om dette hadde vært tomt. (år).

q_s = Hydraulisk belastning = Q/A ($m/år$)

R = Fosforretensjonskoeffisient, eller den delen av det innkommende fosfor til en innsjø som ikke renner ut via utløpet.

P_λ = Den totale mengde fosfor som finnes i en innsjø.

$[P]_\lambda$ = Midlere konsentrasjon av fosfor i innsjøen ($\mu gP/l$).

$[P]_i$ = Midlere konsentrasjon av fosfor i innløp ($\mu gP/l$).

$[k]_a$ = Midlere algemengde i sommerhalvåret i innsjøens produksjonssjikt, gitt som mikrogram klorofyll a pr. liter. (μg $k]_a/l$).

s_d = Midlere siktedyp i sommerhalvåret (m).

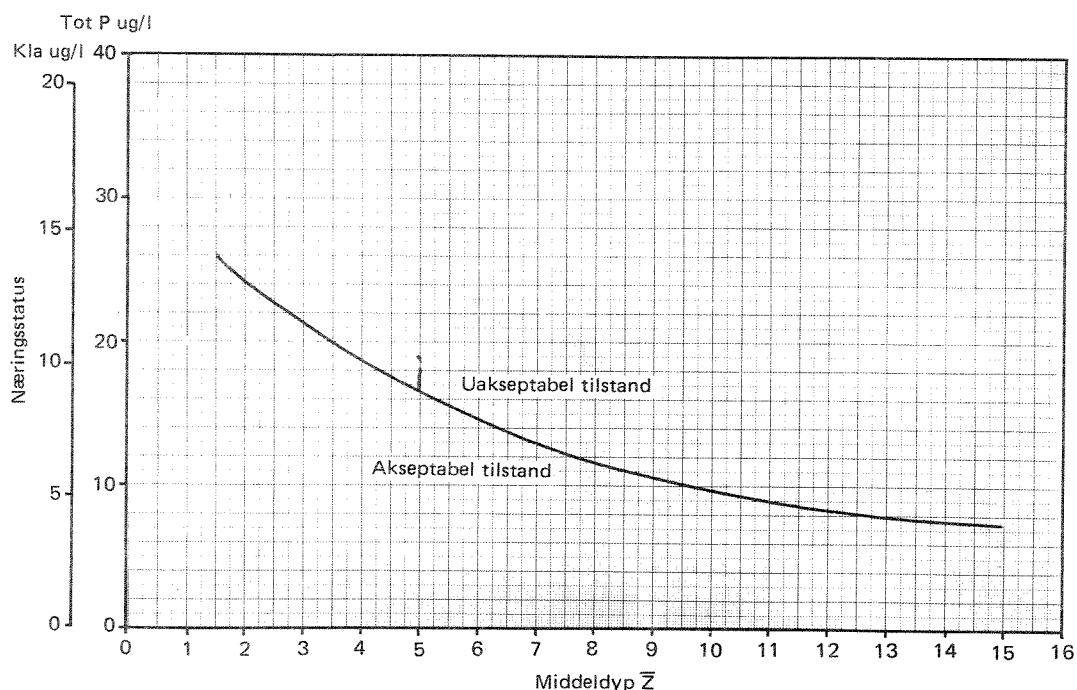
\bar{z} = Midlere dyp (m)

$P(\text{inn})$ = Årlig tilførsel av fosfor ($kgP/år$)

$P(\text{ut})$ = Fosfor som renner ut av innsjøen ($kgP/år$)

1.2.1 Fastsettelse av akseptabelt trofinivå.

Første skritt i modellen er å avgjøre hvor eutrofe ulike innsjøer kan bli før det oppstår økologiske problemer. Grunne innsjøer tåler høyere fosforkonsentrasjoner og mer alger enn dype innsjøer. Ved å plote innsjøer av ulik næringsstatus mot dyp, ser det ut til at økologiske problemer vil inntre om næringsstatusen overskrider kurven i figuren på neste side.



Grense for akseptabelt trofinivå i innsjøer av forskjellig dyp. Midlere konsentrasjon av total fosfor og klorofyll i sommerhalvåret bør ikke overstige verdier angitt av kurven.

Med tanke på å legge modellen inn på EDB, beskrives kurven rimelig bra av nedenstående funksjon (1) for innsjøer med middeldyp i intervallet 1.5m til 14.5 m.

$$(1) \quad [P]\lambda = -8.68 \cdot \ln \bar{Z} + 30.13 \quad r = 1.00 \quad p = 0.001$$

der:

$[P]\lambda$ = midlere konsentrasjon av total fosfor i innsjøen.

\bar{Z} = innsjøens middeldyp.

Fra og med 14.5 m's middeldyp bør man anvende 7 $\mu\text{g P/l}$ som øvre grense for akseptabel fosforkonsentrasjon.

Man må være nøye med de empiriske inngangsdata som skal benyttes i modellen. Konsentrasjonen av total fosfor og klorofyll midles over produksjonssesongen og produksjonssjiktet. Helst benyttes veid middel. Produksjonssesongen settes normalt fra 20. mai til 1. oktober. Man bør ha så tette observasjoner som mulig, men prøver tatt med 2 ukers mellomrom vil være dekkende i de fleste tilfeller. En observasjon pr .

mind er absolutt minimum. Produksjonssjiktets tykkelse kan variere betydelig fra innsjø til innsjø. I praksis defineres det her som sjiktet over en eventuell stabil termoklinen, dog ikke dypere 10m. I de tilfeller en stabil termoklin ikke finnes, dvs. de grunneste innsjøene, defineres produksjonssjiktet som hele vannsøylen fra overflate til bunn.

1.2.2 Beregning av aktuell og akseptabel fosforbelastning.

Ved siden av kurven for akseptabel tilstand, er nedenstående formler (2-8) basis i den utviklede fosforbelastningsmodell for grunne og middels grunne innsjøer. For tekniske notasjoner, se side 1 og 2.

Likning (2) gir sammenhengen mellom innløpskonsentrasjon og innsjøkonsentrasjon av fosfor, og dennes avhengighet av gjennomstrømningen.

$$(2) \quad \boxed{\frac{[P]\lambda}{[P]i} = 0,436 T_w^{-0.16}} \quad r = -0.83 \quad P = 0.001$$

Ved å måle fosforkonsentrasjonen i innsjøen i sommerhalvåret, $[P]\lambda$, finner man midlere årskonsentrasjon av fosfor i tilløpene, $[P]i$, etter (3):

$$(3) \quad \boxed{[P]i = 2,293 [P]\lambda T_w^{0.16}}$$

Multipliseres denne med årlig avløp, fås årlig fosforbelastning $P(\text{inn})$ etter (4):

$$(4) \quad \boxed{P(\text{inn}) = [P]i \cdot Q}$$

Er man for eksempel interessert i å vite hvor mye et nytt utslipp, det være seg et fiskoppdrettsanlegg eller kloakkutslipp, påvirker en innsjø, beregner man først dagens belastning ved hjelp av likning 2 og 3 over. Deretter legger man til tilleggsbelastningen og regner baklengs via likning 5 og 6:

$$(5) \quad [P]_i = \frac{P_{inn}}{Q} \quad \text{gir innløpskonsentrasjonen}$$

Den forventede nye innsjøkonsentrasjonen finnes etter:

$$(6) \quad [P]_{\lambda} = 0,436 \cdot [P]_i \cdot T_w^{-0,16}$$

Innsjøkonsentrasjonen kan sammenliknes med kurven for akseptabel tilstand på side, hvorpå behov for rens tiltak kan beregnes, eller det kan settes inn i likning (7) for å finne ut hvor mye alger det vil bli i innsjøen etter utbyggingen:

$$(7) \quad [k]_{la} = 0,6 [P]_{\lambda}^{0,96} \quad r=0,90 \quad p=0,001$$

motsatt

$$[P]_{\lambda} = 1,7 [k]_{la}^{1,04}$$

eller det kan settes inn i likning (8) for å finne ut hvordan alge- mengden innvirker på sikten i vannet:

$$(8) \quad S_d = 10,8 [k]_{la}^{-0,62} \quad r=-0,91 \quad p=0,001$$

motsatt:

$$[k]_{la} = 46,5 S_d^{-1,61}$$

2 INNLEDNING

Menneskelig virksomhet (sanitæravløp, jordbruk, industri, etc.) i en innsjø's nedbørfelt vil alltid resultere i fosfortilførsler utover det normale til innsjøen. Økte fosfortilførsler resulterer i økt biologisk produksjon. Øker produktiviteten for mye, oppstår det økologiske forstyrrelser, og vannkvaliteten blir mindre egnet for menneskers bruk. Prosessen kalles eutrofiering. En svak eutrofiering skaper sjelden problemer, og kan endog være ønskelig f.eks. i fiskeproduksjonsøyemed. Men hvor skal vi sette grensen, hvor eutrof skal vi la en innsjø bli, og hvor store fosfortilførsler kan den tåle før problemer oppstår? Dette er sentrale spørsmål i innsjøforvaltning. Foreløpig har vi ikke hatt noe godt redskap til å besvare slike spørsmål i grunne innsjøer.

2.1 Litt historikk.

Begrepet eutrofi ble først brukt til å karakterisere næringsrike myrer (Weber 1907). I 1919 overførte den svenske vannforsker Anders Naumann skalaen oligotrofi - eutrofi til innsjøer, som et verktøy til å beskrive næringstilstanden. Han hadde merket seg at grunne lavlandssjøer hadde mer alger og mindre klart vann enn skogs- og fjellsjøer. Han karakteriserte førstnevnte gruppe som næringsrike (eutrofe) og de andre som næringsfattige (oligotrofe). Siden den gang har innsjøtypologi og metoder for å plassere innsjøer i de ulike trofinivåer vært et hovedelement i limnologisk forskning. I 1950-åra var det beskrevet vel 50 trofitilstander, og innsjøtypologien nærmet seg kaos (Hutchinson 1957). I den senere tid har man gått tilbake til de tre opprinnelige kategoriene, oligotrof, mesotrof og eutrof. Det er også blitt relativt vanlig å skjøte på skalaen med en tilleggskategori i begge ender, ultraoligotrof og hypereutrof (f.eks. i OECD-systemet).

I 1940-åra begynte noen forskere så smått å få et mer dynamisk syn på eutrofiering som prosess forårsaket av mennesker og ikke bare som en statisk tilstand definert av naturen selv. Man sa at eutrofe innsjøer var mer "produktive" enn de oligotrofe. Man ble også klar over at tilførsler av fosfor og nitrogen var essensielle for denne produktivitetssøkningen. Sakamoto (1966) viste at det var god sammenheng mellom fosforkonsentrasjon og algemengde.

Man var tidlig klar over at geomorfologiske forhold ved innsjøene var

av betydning for produktiviteten (Naumann 1919, Thienemann 1927, Rawson 1930). Rawson (1919) viste at både planktonbiomasse og bunndyrbiomasse var omvendt korrelert med middeldyp i kanadiske innsjøer. Sakamoto (1966) dokumenterte sammenhengen mellom middeldyp og algemengde ytterligere.

Vollenweider (1968) gjorde et gjennombrudd i eutrofiforskningen da han etter en grundig gjennomgang av teorier og data som hittil var kommet ut på eutrofieringsområdet, greide å finne en enkel kvantifiserbar sammenheng mellom fosforbelastning og trofinivå. Dette var innledningen til et stort OECD-samarbeid på innsjøeutrofiering som ble avsluttet i 1982.

Etter Vollenweiders førsteutkast til fosforbelastningsmodell ble eutrofieringsmodellering det nye store forskningsfelt innen limnologi. Kanada samlet mange av verdens fremste vannforskere og ble klart et foregangsland i eutrofieringsforskningen. En av hovedgrunnene til deres sterke engasjement var at flere av De Store Sjøene var truet av eutrofiering, mens vannforskerne diskuterte hva som var begrensende stoff for algevekst. Lenge gikk diskusjonene høyt om det var mulig å kontrollere eutrofieringen ved å redusere fosforutslippene. Karbon og nitrogen ble av mange hevdet å være like viktige. Denne diskusjonen ble effektivt avblåst av kanadiernes helinnsjøforsøk i ELA (Experimental Lake Area) ledet av David Schindler (Schindler 1975, 77). Man stod tilbake med at økningen av eksterne tilførsler av fosfor var årsaken til mer eller mindre all innsjøeutrofiering.

Modelleringsarbeidet tok 2 retninger, den ene var empiriske fosforbelastningsmodeller (eller dose-responsmodeller), mens den andre retningen var såkalte dynamiske økosystemmodeller. Utgangspunktet for den første retningen var målrettet forskning styrt av forurensningsmyndigheter med siktemålet: Eutrofieringskontroll. Den andre retningen hadde et mer grunnforskningmessig utgangspunkt.

De empiriske fosforbelastningsmodeller tar i hovedsak sikte på å beskrive hvor mye alger man får i en gitt innsjø ved en bestemt fosforbelastning. Modellene er enkle og har ofte stor generell gyldighet. Det vil si at de kan brukes på et stort utvalg av innsjøer uten spesiell tilpassning. Av disse grunner har de fått stor forvaltningsmessig anvendelse ved vurdering av eutofisituasjoner og behov for eventuell fosforavlastning.

2.2 Utgangspunkt for prosjektet – arbeidshypotese.

Forholdet mellom de tre viktigste elementer, fosfor (P), nitrogen (N) og karbon (C), P:N:C, i en gjennomsnitts algebiomasse er omtrent 1:16:106 på atombasis (Vollenweider 1968). Korrigerer man for atomvektene, hhv. 31, 14 og 12, får man at forholdet på vektbasis er 1:7:40. Man kan si at dette representerer algenes gjennomsnittlige proporsjonale behov.

Det er generelt akseptert at karbon ikke vil være biomassebegrensende faktor for planteplankton (Schindler 1975,77).

Når det gjelder fosfor og nitrogen, så vil disse elementene foreligge på mange forskjellige former som ikke er direkte tilgjengelig for algevekst. Dette innebærer at målt som total fosfor og total nitrogen i vannmassene, blir den praktiske grensen mellom N og P begrensning ca ved $N:P = 12$ (cf, Sakamoto 1966, Dillon og Rigler 1974). Over denne grensen er fosfor biomassebegrensende for algevekst, mens ved lavere verdier er nitrogen begrensende. I OECD samarbeidet om eutrofiering (OECD 1982) refereres at grensen for biomassebegrensning ligger ved ca $N:P = 13$. Med hensyn til nitrogenbelastning refereres en av hovedkonklusjonene fra OECD prosjektet: " ----accounting for the intercorrelation between nitrogen and phosphorus loading, the apparent correlation of chlorophyll to nitrogen loading vanishes to levels of nearly zero."

Praktisk talt alle norske innsjøer har N:P forhold større enn 12. Unntak kan være sterkt kloakkforurensede lokaliteter som f.eks. Kolbotnvatn ved Oslo var på det verste. N:P forholdet i kloakk ligger på ca 4,5, noe som innebærer at innsjøene drives mot nitrogenbegrensning hvis kloakk blir en stor nok tilførselskilde. I norske vanntyper, vil imidlertid forholdene bli uholdbare lenge før man når nitrogenbegrensning.

Arbeidshypotesen for prosjektet er at det er eksterne tilførsler av fosfor som styrer biomasseutviklingen av planteplankton også i våre grunne sjøer. I allefall antas dette å gjelde innenfor rammen av det vi kan kalle akseptabel belastning, dvs. fram til det nivå i eutrofiutviklingen der interne gjødslingsmekanismer begynner å gjøre seg gjeldende.

2.3 Målsetning med prosjektet.

Rognerud, Berge og Johannessen (1979) laget en modell av Vollenweider-typen kalibrert med data fra store norske innsjøer. Denne og bl.a. Vollenweider (1976) har vært et nyttig redskap i forvaltning av våre store, dype sjøer. Imidlertid har hverken disse eller andre fosforbelastningsmodeller gitt tilfredsstillende prediksjoner for våre mindre og grunne innsjøer. Det er et slikt modellverktøy med tilhørende kriterier vi vil prøve å utvikle. Hovedmålsetningen er 2-delt:

1. Bestemme akseptabelt trofinivå i grunne innsjøer. Vi har lenge visst at jo grunnere innsjøer blir, jo mer produktive er de fra naturens side, og jo høyere produktivitetsnivå ser de ut til å tåle før økologisk ubalanse oppstår. Det ene hovedmålet blir å kunne bestemme dette øvre akseptable trofinivået i de ulike grunne sjøene. Vi vet at det er umulig å avlaste disse sjøene slik at de kommer ned på anbefalt nivå for dype sjøer, som er 2 µg kl/l, eller 7 µgP/l, (se Rognerud et al 1979, ev Berge et al 1980).

2. Forsøke å sette eutrofiutviklingen inn i en kvantifiserbar sammenheng med ekstern fosforbelastning. Man har langt dårligere erfaring med bruk av Vollenweider modellen, eller liknende modeller, i grunne innsjøer enn i dype innsjøer. Nå er imidlertid de sjøene som disse modellene passer dårligst for, sterkt eutrofierte, dvs. interne gjødslingsmekanismer har fått et betydelig omfang. Siden det er de økte fosfortilførsler fra nedbørfeltet som alltid er den initierende faktoren for eutrofiering også i grunne innsjøer, må det også her være en sammenheng mellom fosforkonsentrasjon i sjøen og fosforkonsentrasjon i tilløp. I allefall må denne sammenhengen eksistere fram til det nivå i utviklingen der interne gjødslingsmekanismer trer inn og eutrofieringen aksellereres. Og det er nettopp dette nivå vi må holde innsjøen innunder. Øvre akseptable næringsnivå har vi kalt det i punktet over. Modellsystemet tar derfor ikke mål av seg til å kunne beskrive alle typer tilstander, men snarere å kunne beskrive øvre akseptable fosforbelastning.

Arbeidet skulle baseres på erfaringsmateriale fra grunne norske innsjøer både med hensyn til punkt 1 og punkt 2. I utgangspunktet var meningen at man bare skulle ta seg av de usjiktete sjøene. Etter

hvert ble det imidlertid klart at det var en glidende overgang mellom de grunne og de dype innsjøene. Dessuten virket det etterhvert som om det var mulig å utvikle et modellverktøy som så ut til å fungere både i helt grunne, og i "halvgrunne" innsjøer. Dette, samt begrenset tilgang på empirisk datagrunnlag fra rent usjiktete innsjøer, har medført at prosjektet er blitt utvidet til å gjelde "innsjøer som er for grunne til å bli kalt dype". Alternativt måtte man da ha laget et eget system for overgangssjøer, de som hverken er grunne eller dype. Mer om dette under beskrivelse av materialet.

3 MATERIALE OG METODER

I det norske språk er betegnelsen "grunne" og "dype" innsjøer mer eller mindre innarbeidete språkbegreper som folk tilsynelatende forstår, selv om ingen har tenkt særlig over hvor skillet går mellom disse. Selv blant fagfolk er man usikker på hvor man skal trekke grensene. I Norge har vi jo innsjøer som er 500 m dype, og innsjøer som bare er 1,5 m på det dypeste. Det er en vanlig oppfatning at det er sjiktningsforholdene om sommeren som må legges til grunn for oppdelingen. Dype innsjøer er alltid stabilt lagdelte i denne perioden, mens grunne innsjøer er det ikke. Hvor grensene skal trekkes, avhenger av hvordan man definerer stabil sjiktning.

Det vanligste er å si at innsjøer er sjiktet der man får en eller annen form for vedvarende temperatursprangsjikt i sommerhalvåret. Et krav er at en termoklin kan defineres, dvs. et punkt på den vertikale temperaturkurven hvor temperaturavtak med økende dyp er størst.

Selv om disse betingelser er oppfylt, behøver imidlertid ikke sjiktningen være stabil i den grad vi snakker om utskiftning av vann mellom epilimnion og hypolimnion. I Steinsfjorden, for eksempel som har et maks. dyp på 22m og et middeldyp på 10 m, er temperaturen på 20 m ca 5 °C når sjiktningen inntreer i slutten av mai. Før høstsirkulasjonen er temperaturen på 20 m ca 12 °C. Midlere termoklindyp i august er ca 10 m. Denne temperaturøkningen i dypet kan bare komme av at det ved svake vannbevegelser (turbulent diffusjon) blandes inn varmt overflatevann i dypvannet (se Berge 1986). I så måte er ikke Steinsfjorden stabilt sjiktet på samme måte som f.eks. Tyrifjorden er det, hvor alt vann under 50 m har mer eller mindre samme temperatur hele året.

Vi vet at de modellsystemer vi har for vurdering av eutrofiering av dype innsjøer (se Rognerud et al 1979, og Berge et al 1980) fungerer bra for innsjøer med middeldyp større enn 20 m, og at det passer dårlig for innsjøer med middeldyp fra 10m og lavere. Med utgangspunkt i dette, samt nødvendigheten av en inndeling, kaller vi i denne sammenheng innsjøer med middeldyp mindre enn 15 m for grunne innsjøer.

Det er klart man kan ha stabil sommersjiktning i innsjøer med middeldyp mindre enn 15 m hvis de ligger vindbeskyttet, men å trekke inn vindeksponeringsgrad, vil gjøre vurderingssystemet for komplisert.

Et annet moment som også har bidratt til valget av denne oppdelingen,

er den begrensede tilgang på gode empiriske data for en ytterligere oppdeling. Man kunne f.eks. finne det ønskelig å ha de helt usjiktete innsjøene (middeldyp < 3m) i en egen klasse og de med fra 3-15m som en overgangsklasse.

Innsjøer (inkludert morfometriske og hydrologiske data) som har dannet grunnlaget for utviklingen av modellen er gitt i tabell 1. For en del av innsjøene finnes det data fra flere år, slik at en innsjø kan ha gitt opphav til flere datasett (f.eks. i regressjonen mellom $\ln P$ og $\ln P$).

Tabell 1. Innsjøer som har inngått i modellarbeidet. For flere av innsjøene er det data fra flere år, slik at en og samme innsjø kan ha gitt opphav til flere datasett i noen av modellarbeidets relasjoner, f.eks. sammenhengen mellom $\ln P$ og Klorofyll.

| Innsjø | Beliggenhet | Overflate-areal km ² | Nedbørfelt-areal km ² | Middeldyp m | Volu- m x10 ⁶ m ³ | Årlig årløp x10 ⁶ m ³ /år | Teoretisk oppholdstid år |
|------------------------|-------------|------------------------------------|-------------------------------------|----------------|--|---|--------------------------------|
| Bergsvatn Vassås | Vestfold | 0.365 | 19.7 | 4.5 | 1.6 | 13.7 | 0.117 |
| Eikenesvatn | " | 0.085 | 29 | 1.5 | 0.24 | 22 | 0.012 |
| Grennesvatn | " | 0.33 | 35.7 | 1.9 | 0.43 | 27 | 0.023 |
| Hillestadvatn | " | 1.5 | 123 | 2.0 | 3.0 | 81.4 | 0.036 |
| Haugestadvatn | " | 0.7 | 128 | 1.5 | 1.05 | 84.7 | 0.012 |
| Vikevatn | " | 0.746 | 133 | 4 | 2.98 | 88 | 0.034 |
| Bergsvatn S | " | 1.25 | 162 | 7.4 | 10.4 | 107 | 0.097 |
| Bergsvatn N | " | 1.7 | 178 | 5.9 | 10.0 | 117.8 | 0.085 |
| Akersvannet | " | 2.3 | 14 | 6 | 14.5 | 8.7 | 1.7 |
| Goksjø | " | 3.4 | | 7.5 | 26 | 120.5 | 0.22 |
| Borrevannet | " | 2 | 32 | 6.5 | 13 | 16.1 | 0.81 |
| Vannsjø (Vanemfjorden) | Østfold | | | 3.7 | | | |
| Vannsjø (Storefjorden) | " | | | 9.2 | | | |
| Fiskumvannet | Buskerud | 3.5 | 515 | 5.3 | 18.5 | 324 | 0.057 |
| Steinsfjorden | " | 13.9 | 64 | 10.2 | 142 | 31.5 | 4.6 |
| Børsesjø | Telemark | 0.75 | 40 | 2.1 | 1.65 | 32 | 0.052 |
| Jarevannet | Oppland | 1.7 | 111 | 12.6 | 21.4 | 46.1 | 0.46 |
| Øsetnsjøvatn | Oslo | 0.29 | 11.6 | 2.0 | 0.57 | 6.9 | 0.083 |
| Holstadvatn | Akershus | 0.4 | | 2.5 | | | |
| Padderudvatn | " | 0.19 | | 12 | | | 1.25 |
| Semsvatn | " | 0.59 | | 15 | | | 0.9 |
| Årungen | " | 1.2 | 52 | 8 | 9.6 | 24.6 | 0.39 |
| Orrevatn | Rogaland | 8.1 | 102.5 | 1.4 | 11 | 158 | 0.069 |
| Horpestadvatn | " | 1.03 | 80 | 3.3 | 4.3 | 128 | 0.034 |
| Frøylandsvatn | " | 4.95 | 54.8 | 5.3 | 26 | 79 | 0.33 |

Et av problemene med å lage et godt empirisk basert vurderingssystem for grunne sjøer er at for mange av innsjøene har datagrunnlaget vært dårlig. Dette gjelder både med hensyn til vannkvalitet og tilførsler, samt morfometriske og hydrologiske forhold. Mye av arbeidet i dette

prosjektet har derfor gått med til å komplettere det empiriske datagrunnlaget. Som eksempler kan nevnes at 5 innsjøer er blitt loddet opp for å fremskaffe nødvendige data om volum og gjennomstrøming, samt at det er gjort grundige planktonbestemmelser fra 9 innsjøer. Disse dataene vil også bli brukt i et annet SFT-prosjekt "Planteplankton som indikator på ulike trofinivåer" (Brettum in prep). Undersøkelser av tilførsler er for en del av innsjøene gjort i samarbeid med GEFO (Rosland, Åstebøl og Berge in prep).

Til bearbeiding av data er benyttet statistiske metoder i MINITAB og andre programmer tilgjengelig ved NIVA's EDB-anlegg.

Siden deler av datagrunnlaget ikke er publisert ennå, tar vi sikte på å kunne utgi det i et eget vedlegg etter at alle data er frigitt, om ønskelig. Denne rapporten blir derfor en ren tekstdel om modellutviklingen, testing av den foreslåtte modell sammenliknet med andre modeller, samt en beskrivelse av hvordan man går fram for å bestemme akseptable trofinivåer og belastninger i grunne sjøer.

4 RESULTATER OG DISKUSJON

4.1 HVOR HØYE FOSFORKONSENTRASJONER TÅLER DE ENKELTE INNSJØER?

Som det blant annet påpekes i sluttrapporten fra OECD-samarbeidet om eutrofieringskontroll (OECD 1982), tåler grunne sjøer høyere konsentrasjoner av fosfor enn dype innsjøer uten at det inntreer ubalanse i økosystemet. Til tross for denne erkjennelsen anvendes fortsatt den klassiske "Vollenweider-tredelingen" som sier at innsjøer med årlig middelkonsentrasjon av fosfor mindre enn 10 $\mu\text{gP/l}$ er i akseptabel tilstand, de mellom 10 og 20 er i en betenkelig tilstand, mens de over 20 $\mu\text{gP/l}$ er i en kritisk tilstand. Disse grenseverdiene ligger utvilsomt for høyt for dype norske innsjøer. Rognerud, Berge og Johannessen (1979) fant at for dype norske innsjøer var tilsvarende grenser hhv. mindre enn 7, 7-11, og større enn 11 $\mu\text{g P/l}$. Disse grenser anbefales også i SFT-prosjektet om vannkvalitetskriterier (Holtan et al 1987 in press).

Ved denne undersøkelsen, derimot, har vi hatt helt grunne innsjøer med midlere P-konsentrasjon opp mot 30 $\mu\text{gP/l}$ uten at det kan spores noen ubalanse i planteplanktonet, ellere andre sider av økosystemet.

For å prøve å differensiere noe mer mht. akseptabel tilstand og dens avhengighet av dyp, har vi tatt data fra et utvalg av innsjøer med forskjellig dyp som vi på bakgrunn av plankton- og kjemidata viste lå omtrent på vippen mellom akseptable og uakseptable økologiske tilstander, og plottet dem som vist i fig.1. Som mål på økologisk ubalanse er her i hovedsak brukt algemengde og andel blågrønnalger, samt oksygenforhold ved slutten av stagnasjonsperiodene. Hvite sirkler indikerer gode forhold, mens svarte sirkler indikerer det motsatte. Feltet som danner skillet mellom akseptable og uakseptable tilstander, ser ut til å følge en logaritmisk funksjon.

Et slikt overgangsfelt er vanskelig å bruke i praksis. Derfor har vi i fig.2 tegnet skillet mellom akseptable og uakseptable eutrofitilstander i grunne sjøer etter beste skjønn som en definert kurve på mm-papir. I følge denne figuren kan innsjøer med middeldyp 1.5 m tåle fosforkonsentrasjoner helt opp i 25 $\mu\text{gP/l}$ uten at det oppstår problemer, innsjøer med middeldyp 6m bør holdes under 14 $\mu\text{gP/l}$, mens innsjøer med middeldyp 14m bør holdes under 7.5 $\mu\text{gP/l}$. Rundt 15 m's middeldyp nærmer kurven seg den aksepterte verdi for dype innsjøer, 7

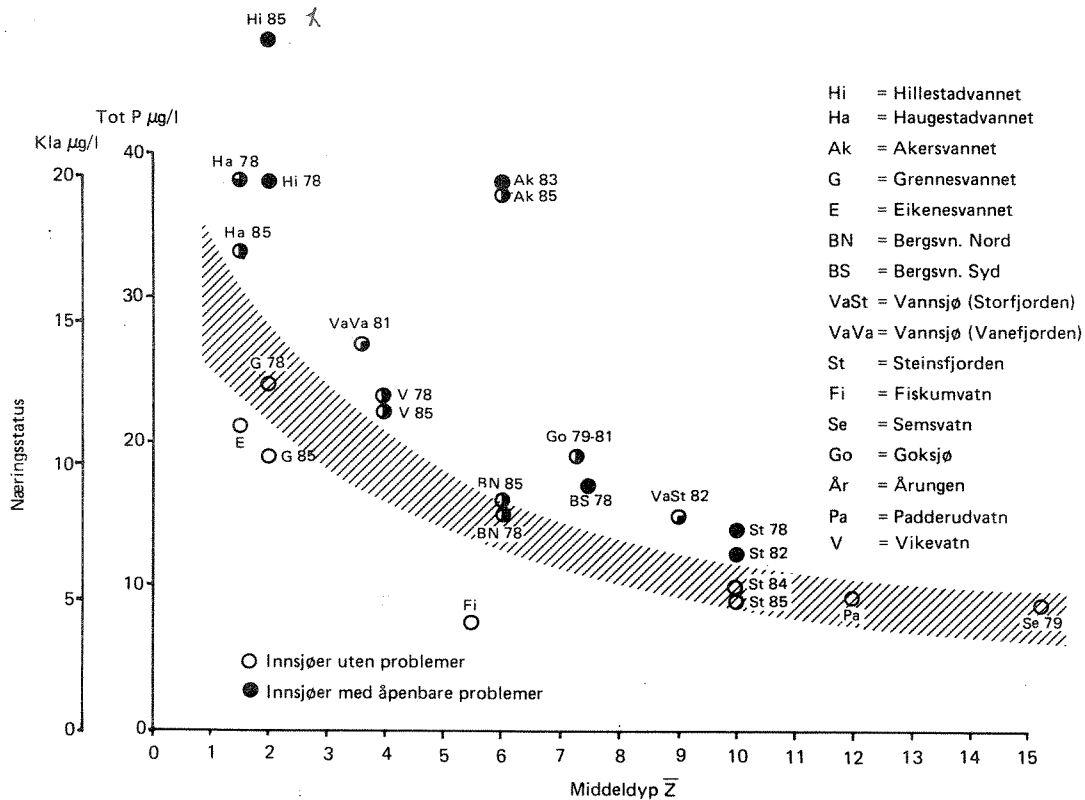


Fig. 1. Grense for akseptabelt trofinivå i grunne og middels grunne innsjøer ser ut til å være en funksjon av middeldypet.

$\mu\text{gP/l}$, (se Rognerud et al 1979, ev. Berge et al 1980).

Med tanke på å legge modellen inn på EDB, beskrives kurven for øvre akseptable fosforkonsentrasjon rimelig bra av nedenstående funksjon (1) for innsjøer med middeldyp i intervallet 1.5 m til 14.5 m.

$$(1) \quad [P]\lambda = -8.68 \cdot \ln \bar{Z} + 30.13 \quad r = 1.00 \quad p = 0.001$$

der:

$[P]\lambda$ = midlere konsentrasjon av total fosfor i innsjøen.

\bar{Z} = innsjøens middeldyp.

Fra og med 14.5 m's middeldyp bør man anvende $7 \mu\text{g P/l}$ som øvre grense for akseptabel fosforkonsentrasjon.

Særlig grunnere enn 1,5 m i middeldyp blir neppe norske innsjøer uten at de blir helt overgrodd med makrovegetasjon og således skifter karakter til våtmarksområde.

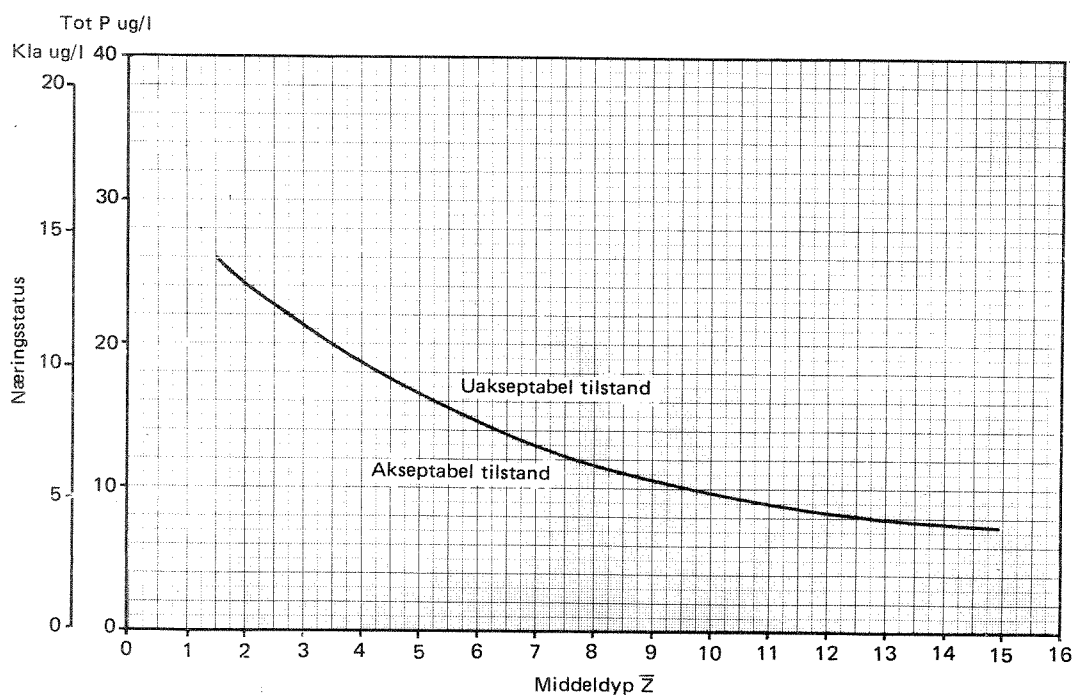


Fig. 2. Grense for akseptabelt trofinivå i innsjøer av forskjellig dyp. Midlere innsjøkonsentrasjon i sommerhalvåret bør ikke overstige verdier angitt av kurven. For innsjøer med middeldyp 15 m og mer anvendes 7 µgP/l som øvre akseptable konsentrasjon av total fosfor.

Interessant er det å se på Steinsfjorden hvor midlere fosforkonsentrasjon har variert i fra 9,7-13,8 µgP/l. Verdier over 12 har gitt store blågrønnalgeproblemer, mens verdier under 10 µgP/l har gitt et helt fint sammensatt planteplankton (se Berge 1986).

Nå er disse innsjøene alle hentet fra lavlandet og er alle kulturpåvirket. Gjødslingsforsøk i grunne fjellsjøer (Lande et al 1982, Johannessen et al 1983) indikerer at også disse kan tåle mer enn 7 µgP/l før det oppstår problemer, noe som indikerer at kurven også kan gjelde der. Dette bør imidlertid vurderes nærmere.

4.2 TILBAKEHOLDELSE AV FOSFOR I GRUNNE SJØER

For å finne ut hvordan fosfortilførslene innvirker på fosforkonsentrasjonene i innsjøene, er det nødvendig å kunne kvantifisere hvor det innkomne fosforet tar veien. Man må kunne beregne hvor mye som blir igjen i vannmassene til å underholde planktonvekst.

Når fosfor kommer inn i en innsjø, vil noe renne ut igjen og noe bli igjen i innsjøsystemet. Hvis man antar at man har en såkalt "steady state" tilstand, dvs. at forholdene er noenlunde konstante fra år til år, må det meste av det fosforet som blir igjen i innsjøen hvert år, havne i sedimentet. Ellers ville biomasse av fisk, planter, plankton, etc., øke fra år til år. Basert på input-outputstudier av fosfor fra et stort antall innsjøer både med forskjellig trofigrad og dybdeforhold kom Larsen & Mercier (1975, og 76) fram til at tilbakeholdelse av fosfor i det alt vesentlige var en funksjon av vannutskiftningen.

Deres retensjonsformel kan skrives på følgende måte:

$$R = \frac{1}{1 + \frac{1}{\sqrt{T_w}}}$$

Der:

R = Retensjonskoeffisient eller tilbakeholdelseskoeffisient for fosfor i innsjøen.

T_w = Teoretisk oppholdstid, eller den tid det tar for innkommende elver og bekker å fylle opp innsjøen om bassenget hadde vært tomt.

Denne relasjon har vist seg å holde brukbart for dype norske innsjøer. Som det første skritt i modelleringsarbeidet vil vi se i hvilken grad det er gjennomstrømningen som er bestemmende for fosforretensjon i grunne sjøer. Det har f.eks. ofte vært antatt at økende trofigrad gjør retensjonen mindre effektiv, som følge av indre gjødslingsmekanismer.

I Fig.3 er observert fosforretensjon for en del norske innsjøer plottet mot beregnet retensjon etter Larsen & Merciers formel. Det fremgår at innsjøene ligger nokså nær 1:1-linjen. Det er bemerkelsesverdige at både Årungen (Skogheim 1981) og Gjersjøen (Faafeng et

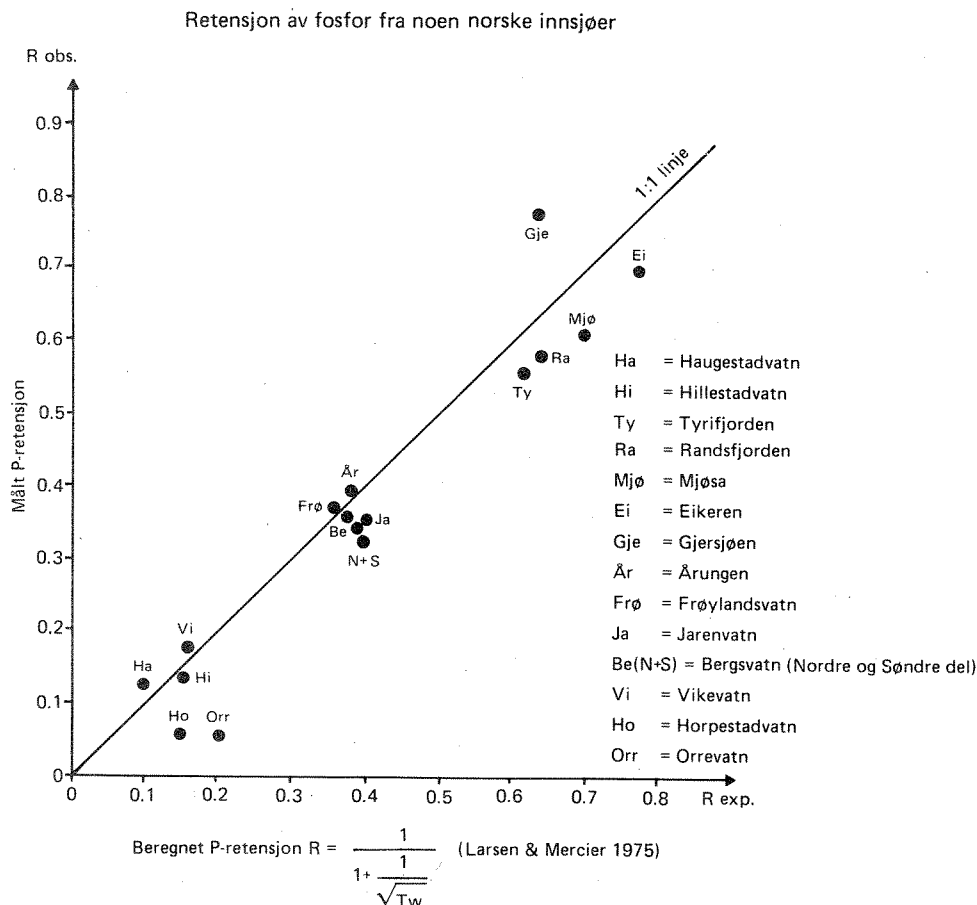


Fig. 3. Observert tilbakeholdelse av fosfor i innsjøer sammenholdt med beregnet tilbakeholdelse etter Larsen & Mercier (1975,76)

al 1986) hvor det er dokumentert betydelig indre gjødling ikke har lavere fosforretensjon enn forventet. Forklaringen er trolig at innsjøene oftest har lite avløp i perioder hvor det skjer intern gjødling (midtsommers og midtvinters), noe som bidrar til at slike episoder får liten innvirkning på input/output-budsjettet av fosfor.

De helt grunne eutrofe sjøene som Haugestadvatn ($\bar{Z} = 1.5$ m), Hillestadvatn ($\bar{Z} = 2.0$ m) og Vikevatn ($\bar{Z} = 4$ m) ligger også på linja. Horpestadvatn og Orrevatn derimot, som vel må regnes blant Norges mest forurensede innsjøer, har en lavere retensjon enn forventet.

Dette indikerer at innsjøene skal bli svært eutrofe før tilbakeholdelsen av fosfor eller selvrensingen til en innsjø avtar. Viktig for oss i denne sammenheng er imidlertid å kunne fastslå at også for grunne innsjøer ser tilbakeholdelsen av fosfor ut til å være hovedsaklig bestemt av gjennomstrømning, og relativt uavhengig av produktivitetsnivået. Rent logisk betyr dette at det lar seg beregne hvor mye av de eksterne fosfortilførslene som går til bunns, og, siden det

er enkelt å beregne det som renner ut, bør vi også kunne beregne hvor mye som blir igjen i vannmassene.

4.3 FOSFORBELASTNINGSMODELLER

4.3.1 Definisjon

En fosforbelastningsmodell er et verktøy som i kvantitative former gir svar på hva som vil skje med fosforkonsentrasjonen i en innsjø når den eksterne fosforbelastningen endres.

4.3.2 Tidligere modeller.

Det har vært laget mange fosforbelastningsmodeller siden Vollenweiders første utkast i 1968. Vi vil her gi et kort resyme av de mest brukte (dvs. i Norge). Disse modellene vil senere bli testet på materiale fra våre grunne sjøer sammen med modellen som fremkommer fra dette prosjektet. Modellene blir her presentert på den form hvor man på bakgrunn av kjennskap til fosforkonsentrasjonen i innsjøen, kan beregne konsentrasjon i innløp og ekstern fosforbelastning. For tekniske notasjoner, se side 1 og 2.

1) Larsen og Mercier (1976)

$$R = \frac{1}{1 + \frac{1}{\sqrt{Tw}}}$$

$$P(\text{inn}) - P(\text{inn}) \cdot R = P_{\text{ut}} = [P]\lambda \cdot Q$$

$$P(\text{inn}) = \frac{[P]\lambda \cdot Q}{1-R}$$

2) Vollenweider 1976

$$[P]i = [P]\lambda \cdot (1 + \sqrt{Tw})$$

$$P(\text{inn}) = [P]i \cdot Q$$

3) OECD Final

$$[P]\lambda = 1.55 \cdot \left(\frac{[P]i^{0.82}}{1 + \sqrt{Tw}} \right)$$

$$[P]i = 0.59 \cdot (1 + \sqrt{Tw}) \cdot [P]\lambda^{1.22}$$

$$P(\text{inn}) = [P]i \cdot Q$$

4) OECD Nordic

$$[P]\lambda = 1.12 \left(\frac{[P]i^{0.92}}{1 + \sqrt{Tw}} \right)$$

$$[P]i = 0.88 (1 + \sqrt{Tw}) [P]\lambda^{1.09}$$

$$P(\text{inn}) = [P]i \cdot Q$$

5) OECD Shallow

$$[P]\lambda = 1.02 \left(\frac{[P]i \cdot 0.88}{1 + \sqrt{Tw}} \right)$$

$$[P]i = 0.98 (1 + \sqrt{Tw}) \cdot [P]\lambda^{1.14}$$

$$P(\text{inn}) = [P]i \cdot Q$$

6) Reckhow 1979

$$[P]\lambda = \frac{Lp}{11.6 + 1.2qs}$$

Lp = arealbelastning av P i gP/m²år
 qs = hydraulisk belastning m/år = \bar{z}/Tw
 $[P]\lambda$ i mgP/l

$$Lp = [P]\lambda (11.6 + 1.2qs)$$

7) RBJ-modellen (Rognerud, Berge og Johannessen 1979)

$$[P]\lambda = 0.63 [P]i \cdot e^{-0.067 Tw}$$

$$[P]i = 1.59 [P]\lambda \cdot e^{0.067 Tw}$$

$$P(\text{inn}) = [P]i \cdot Q$$

Denne siste modellen er utviklet for dype norske innsjøer, hvor den har vist seg å fungere rimelig bra.

4.3.3 Utvikling av modellsystem for beregning av akseptabel fosfor belastning i grunne og middels grunne innsjøer

4.3.3.1 Når og fra hvilket sjikt bør basisprøvene tas?

I de første fosforbelastningsmodellene var det vanlig å bruke total fosforkonsentrasjon under vårsirkulasjonen som inngangsverdi i modellen for å beskrive hvor mye alger det ville bli om sommeren (cf. Dillon & Rigler 1974, Vollenweider 1968). Etter hvert er dette endret til midlere fosforkonsentrasjon over året. Det samme gjelder algemengden. Prepas & Trew (1983) fant at sommer tot-P korrelerte bedre med utviklet algemengde enn vårsirkulasjons tot-P.

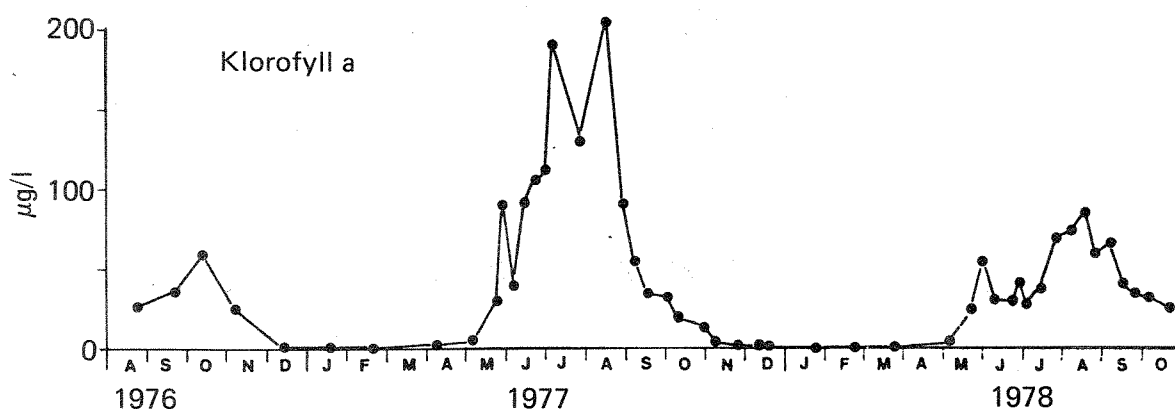


Fig. 4. Det er stort sett bare om sommeren det er nevneverdig algebio- masse i norske innsjøer (Årungen, etter Skogheim 1981).

I den nordiske gruppen i OECD-samarbeidet om eutrofiering (Ryding 1979) fant man ut at det var bedre å vurdere den algemengde som ble utviklet i epilimnion i sommerhalvåret som effektmål på eutrofiering enn å integrere algemengde over året. I den lange vinterperioden er det jo nærmest ikke alger til stede, se fig.4 (Skogheim 1981). Dette er også innarbeidet for dype innsjøer (Rognerud, Berge & Johannessen 1979).

I denne utredningen er det også valgt å integrere algemengden over produksjonssesongen, som for grunne sjøer defineres noe annerledes enn for dype sjøer. I de grunne sjøene er det stor gjennomstrømning under vår- og høstflom, i noen tilfeller kan hele vannmassen skiftes ut

flere ganger i disse perioder. Det er først og fremst i tiden mellom disse hendelser at algeutviklingen er begrenset av næringsalter, og som vi i denne sammenheng kaller produksjonssesongen..

I de fleste tilfeller synes det rimelig å velge produksjonssesongen i grunne sjøer fra 20. mai til 1. oktober, og dette velges som standard. I kystnære innsjøer som ikke er særlig påvirket av flom, kan det være aktuelt å forlenge produksjonssesongen noe, mens det i høyereliggende innlandsstrøk kan være aktuelt å forkorte den noe. Noen generell regel for dette er vanskelig å gi.

I dype innsjøer defineres produksjonssesongen fra sjiktning inntreffer om våren/forsommeren til sirkulasjonsdypet kommer under kritisk dyp, som i de fleste tilfeller ligger mellom 20 og 35 m (cf. Rognerud 1975). For store Øst-Norske innsjøer vil produksjonssesongen etter denne definisjonen oftest vare fra ca 1. juni til ut i oktober. Som standard for dype sjøer er valgt 1. juni til 1. oktober.

Man bør ha en prøvetaking før og etter den integrerte periode, for å få start- og sluttpunkt for perioden. I produksjonsperioden bør man helst ha observasjoner så ofte som hver 14. dag, en gang pr. mnd. er absolutt minimum. Man bør bruke tidsveide middelverdier hvis ikke prøvetakingsintervallene er noenlunde jevne, dvs. integrere under tidskurven.

Klorofyll- og planteplanktonprøvene tas som blandprøver fra det sirkulerende sjikt, dog ikke dypere enn fra 0-10m. I helt grunne sjøer, som f. eks. Hillestadvatn (middeldyp = 2m), tas det prøver fra fra hele vannsøylen.

Med hensyn til tilførsler er det mest naturlig å snakke om årlig fosforbelastning, ut fra forvaltningsmessige betraktninger. Man er da nødt til å ta målinger i hovedtilløpene jevnt fordelt over året.

Derimot når det gjelder fosforkonsentrasjon i innsjøen, er det ikke selvsagt hvilken periode eller dyp man skal integrere over. Årlig fosforkonsentrasjon bør ideelt sett være basert på jevnlig målinger fordelt over hele året, og alle dyp. Dette er imidlertid arbeidskrevende og er sjelden gjort ved innsjøundersøkelser i Norge. Særlig dårlig er materialet i så måte fra grunne innsjøer. Dette har naturlig sammenheng med at disse innsjøene ofte er små, og har ikke hatt stor nok samfunnsmessig interesse til at omfattende undersøkelser er blitt foretatt. Ved fremstillingen av den foreliggende modell har vi derfor egentlig ikke noe valg! Tilstrekkelig godt materiale over årsmiddelfosfor fra norske grunne innsjøer finnes ikke, og vi må da ta

utgangspunkt i middelkonsentrasjonen av fosfor i sommerhalvåret. Det er imidlertid gode faglige grunner for at det kanskje kan være like rasjonelt å basere seg på fosforverdier fra sommerhalvåret som midlere fosforverdier over året.

Vanngjennomstrømmingen kan være betydelig i grunne sjøer og oppholdstidene for vannet er oftest langt kortere enn et år. I flere av innsjøene som inngår i denne undersøkelsen er teoretiske oppholdstider på 1-3 uker ikke uvanlige. I 2 av innsjøene er midlere oppholdstid helt nede i 5 døgn, hvilket er på grensen av der hvor gjennomstrømmingen er begrensende for biomasseoppbygning av planteplankton (Erfaring fra biodammer, A. Erlandsen, pers. medd.). I mange innsjøer blir "vinterfosforet" transportert ut av innsjøen lenge før algeproduksjonen tar til. Dessuten er tilførslene over sommeren og over året som regel interkorrelerte, dvs. en innsjø som mottar forurensende utslipp over året, mottar også forurensende utslipp om sommeren. Umiddelbart kan det derfor synes like riktig å benytte middelkonsentrasjonen i sommerhalvåret, istedet for integrert over hele året. I innsjøer med lenger oppholdstid, vil imidlertid også vinterfosforet ha betydning.

I det empiriske datagrunnlaget som ligger til grunn for denne utredningen, var det få grunne innsjøer vi hadde gode vinterobservasjoner fra (13 av 51 datasett). I fig.5 er midlere årskonsentrasjon av fosfor plottet mot midlere sommerkonsentrasjon, se også tabell 2. Tilsynelatende vil integrering over sommerhalvåret overestimere årskonsentrasjonen noe. Årskonsentrasjonen kan imidlertid bestemmes etter regresjonslikningen:

$$\text{Års-P} = 0,89 \cdot \text{Sommer-P} - 0,68 \quad r = 0.94 \quad p = 0.001$$

To statistiske tester, Parvis t-test og Mann-Whitneys U-test, viste hhv. at det var 88% og 75% sannsynlig at datasettene var like. Det vil si at forskjellen innen det her fremlagte materialet ikke er statistisk signifikant (kreves vanligvis at sannsynligheten for likhet er mindre enn 5%), når man ser på innsjøene samlet.

I enkelte tilfeller kan sommer-P være svært mye høyere enn års-P. Dette gjelder de helt grunne sjøene når de er blitt hypereutrofe. Da settes nemlig interne gjødslingsmekanismer i gang i stor stil. Hillestadvatn 1975 (Berge 1976) er et eksempel på dette, se fig.6. En av hovedårsakene til denne dramatiske P-økningen er pH betinget fosforfrigjøring. I hypereutrofe innsjøer blir pH ofte svært høy (opp i 10 og mer) som følge av primærproduksjon (plantene tar opp CO_2 , samt at de ved opptak av HCO_3^- skiller ut OH^- for å opprettholde

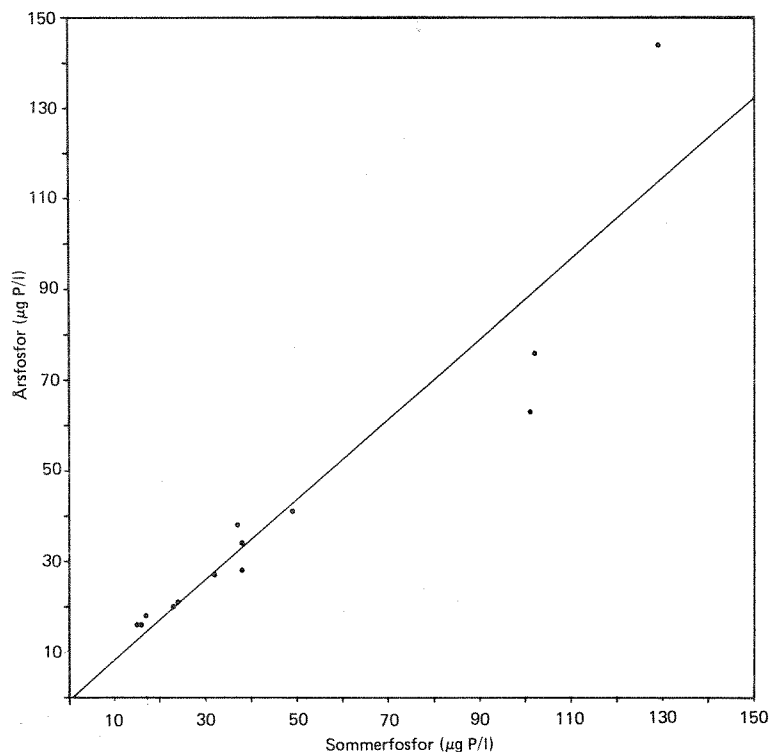


Fig. 5. Sammenhengen mellom årsmiddelkonsentrasjonen av total fosfor og sommermiddelkonsentrasjonen i noen norske innsjøer.

elektrisk nøytralitet). Høy pH fører til at fosforets bindingskapasitet til sediment og partikulært materiale avtar. Slike perioder kombinert med resuspensjon er vanlig i grunne sjøer, og kan føre til betydelig gjødsling av vannmassene (Andersen 1975, Erlandsen et al 1980). Bruk av sommerfosfor til beregning av aktuell belastning (dagens belastning) kan derfor i de helt grunne hypereutrofe sjøer gi betydelige overestimat. Ved fastsettelse av akseptabel belastning derimot, tar man bare utgangspunkt i hydrologiske og morfometriske trekk ved innsjøen, så denne verdien blir upåvirket. Man bør derfor måle den aktuelle tilførslen før man setter i gang saneringsplaner i hypereutrofe grunne sjøer. Ellers vil differansen mellom akseptabel og aktuell belastning kunne bli for stor, og dermed vil det fremkomne behov for avlastning bli større enn det reelle. Dette er en av hovedfeilene som kan oppstå ved at ikke-fagfolk bruker modellsystemet ukritisk.

Som det fremgår av tabell 2 er det ikke entydig at sommerfosfor er høyere enn årsfosfor i de andre sjøene. Ofte er det store år-til-år variasjoner i grunne innsjøer, som fort vil kunne overskygge den økte nøyaktigheten man ville oppnå ved å ta prøver fra hele året. Da det

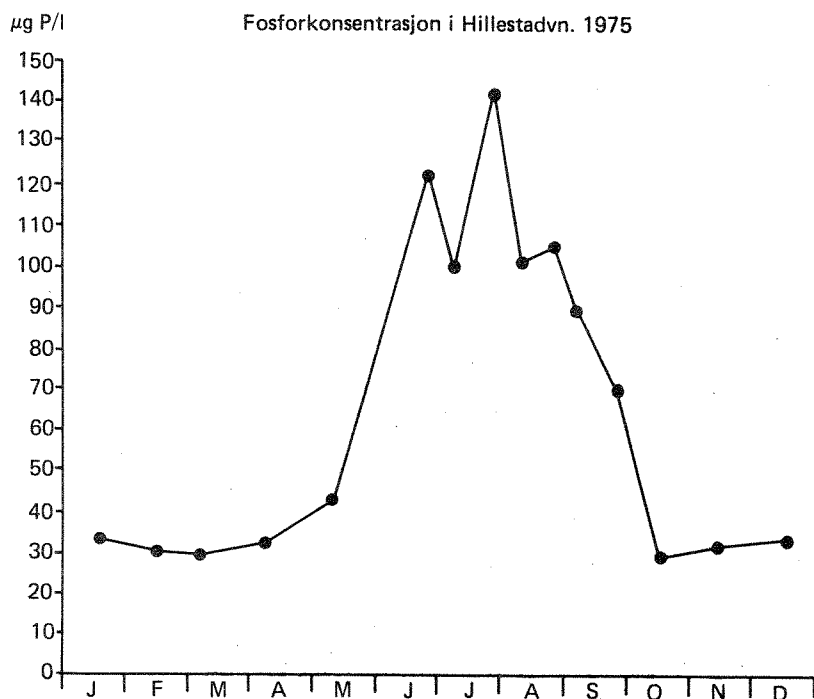


Fig. 6.I hypereutrofe grunne sjøer kan intern gjødsling bidra til høye sommerkonsentrasjoner av fosfor. Resuspensjon kombinert med høy pH regnes som en av hovedårsakene til dette. Hillestadvannet på det verste (1975), fra Berge (1976).

også er mest bekvemmelig, og informativt, å drive innsjøundersøkelser om sommeren, vil vi førsøke å lage en belastningsmodell som baseres på en eventuell kvantifiserbar sammenheng mellom sommerkonsentrasjon av fosfor i innsjøen og ekstern fosforbelastning.

Tabell 8. Midlere sommerkonsentrasjon og midlere årskonsentrasjon av fosfor i en del innsjøer.

| Innsjø | år | Middeldyp | Sommerfosfor | Årsfosfor |
|---------------|---------|-----------|--------------|-----------|
| Grennesvatn | 1978 | 1.9 | 24 | 21 |
| | 1975 | | 32 | 27 |
| Hillestadvatn | 1978 | 2.0 | 49 | 41 |
| | 1975 | | 101 | 63 |
| Haugestadvatn | 1978 | 1.5 | 38 | 28 |
| Bergsvatn S | 1978 | 7.4 | 17 | 18 |
| Bergsvatn N | 1978 | 5.9 | 15 | 16 |
| | 1976 | | 16 | 16 |
| Akersvannet | 1985 | 6.0 | 37 | 38 |
| Børsesjø | 1977 | 2.1 | 102 | 76 |
| Årungen | 1980-82 | 8.0 | 129 | 144 |

4.3.3.2 Sammenhengen mellom fosfor og klorofyll.

Grunne innsjøer er naturlig mer produktive enn dype, noe som har sammenheng med en mer effektiv regenerering av næringsalter. En fosforholdig partikkel (f.eks. en alge) som sedimenterer gjennom en termoklin, er i de fleste tilfeller tapt for innsjøens primærprodusenter, mens en partikkel som havner på en epilimnisk sedimentoverflate, vil nedbrytes raskt, og næringssaltene kan når som helst virvles opp og inngå i ny produksjon. F.eks. fant Fee (1979) at planktonisk primærproduksjon i upåvirkede canadiske innsjøer korrelerte lineært med hvor mye av epilimnion som var i kontakt med sedimentet. Rieley og Prepas (1985) fant at det i grunne sjøer ble produsert mer alger (klorofyll) pr. fosforenhet enn i dype innsjøer.

I fig.7 har vi fremstilt midlere algemengde (klorofyll = [kla]) i sommerhalvåret som funksjon av tilsvarende fosforkonsentrasjon, [P] λ . Matematisk kan sammenhengen skrives

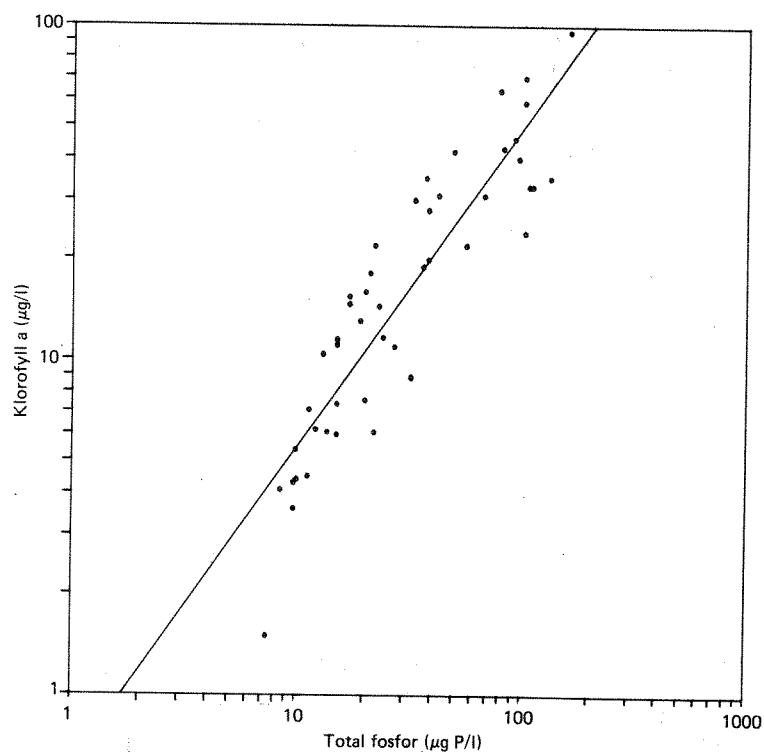


Fig. 7. Sammenhengen mellom fosfor og klorofyll i norske grunne innsjøer. (Middelkonsentrasjoner i sommerhalvåret).

$$[k1a] = 0.6[P]_{\lambda}^{0.96}$$

$$r=0.90 \quad p=0.001$$

motsatt

$$[P]_{\lambda} = 1.7 \cdot [k1a]^{1.04}$$

Sammenliknet med tilsvarende sammenheng for dype norske innsjøer (Rognerud et al 1979, $[k1a] = 0.42[P]_{\lambda} - 0.93$), gir de grunne innsjøene mer alger pr fosforenhhet, i tråd med foran nevnte resonnement.

4.3.3.3 Sammenhengen mellom siktedyp og algemengde i grunne innsjøer.

Siktedypet i grunne innsjøer bestemmes for en stor del av alger og resuspendert bunnslam. I produksjonssesongen er algemengden normalt den viktigste faktor.

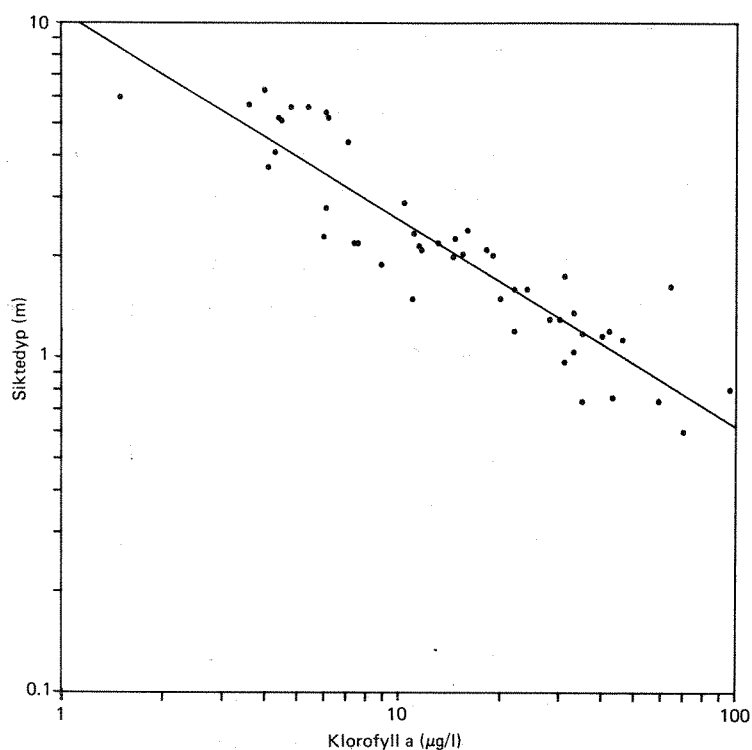


Fig. 8. Sammenhengen mellom siktedyp og algemengde. (Middelkonsentrasjoner i sommerhalvåret)

Matematisk kan sammenhengen mellom siktedyp, S_d , og algemengde, $[k_{la}]$, (se fig.8) skrives som følger:

$$S_d = 10.8 [k_{la}]^{-0.62}$$

$$r = -0.91 \quad p = 0.001$$

motsatt:

$$[k_{la}] = 46.5 S_d^{-1.61}$$

Det kunne også her vært tilbakeberegnet en skala for siktedyp i kurven

for akseptabel tilstand (fig.2), på samme måte som klorofyll, men dette er unnlatt da det her vil lett kunne gjøres feilvurderinger som følge av at resuspendert sediment kan ha svært stor innvirkning på siktedypet i grunne innsjøer.

4.3.3.4 Belastningsmodellen "FOSRES".

Som tidligere nevnt er vi interessert i å finne frem til en kvantifiserbar funksjon som forteller oss hvordan fosforkonsentrasjonen i innsjøene avhenger av fosfortilførslene.

Vi vet at den teoretiske oppholdstiden for vann (T_w) i en innsjø er den tiden det ville ha tatt for de innkommende vanntilførsler (Q) å fylle opp innsjøvolumet (V) om bassenget hadde vært tomt:

$$T_w = \frac{V}{Q} \quad \left(\frac{m^3}{m^3/\text{år}} = \text{år} \right)$$

På samme måte definerer vi den teoretiske oppholdstiden av fosfor (T_p) som den tiden det tar for den innkommende fosforbelastningen, $P(\text{inn})$, å fylle opp innsjøen med den fosformengden den vanligvis har, $P\lambda$,

$$T_p = \frac{P\lambda}{P(\text{inn})} = \frac{[P]\lambda \cdot V}{[P]i \cdot Q}$$

Rent logisk vet vi at oppholdstiden av fosfor må være kortere enn oppholdstiden av vann. Mens det innkomne vannet bare har et utløp, har innsjøens fosfor to "utløp" i det noe sedimenterer (eller tas opp) og noe renner ut via utløpet. Det vil si at forholdet

$$\frac{T_p}{T_w} = \frac{\frac{[P]\lambda \cdot V}{[P]i \cdot Q}}{\frac{V}{Q}} = \frac{[P]\lambda}{[P]i}$$

vil være en størrelse mellom 0 og 1. I fritt fall (foss) vil det renne like mye fosfor ut som inn, og forholdet være 1, mens så snart vannet får stillstand i et basseng (får oppholdstid), vil deler av det innkomne fosforet sedimentere og forholdet bli mindre enn 1.

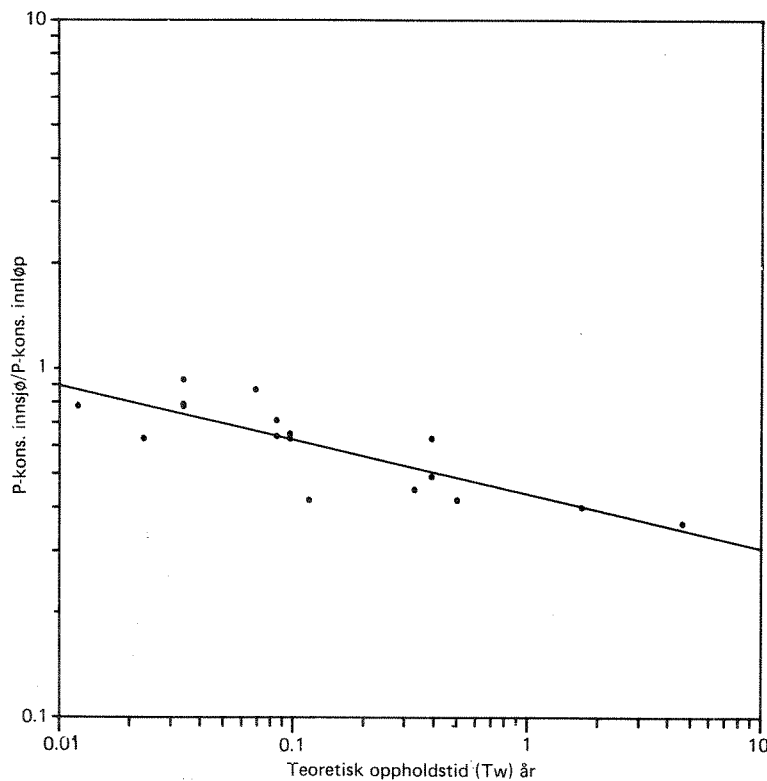


Fig. 9. Vannets oppholdstid innvirker på hvordan innløpskonsentrasjonen av fosfor er bestemmende for innsjøkonsentrasjonen.

Forholdet er med andre ord en funksjon av vannets oppholdstid. På bakgrunn av de observerte fosforbelastningene, fosforkonsentrasjonene og hydrologiske data fra innsjøene har vi i fig 9 fremstilt denne funksjonen. Funksjonen kan skrives som

$$(1) \quad \frac{[P]_{\lambda}}{[P]_i} = 0,436 T_w^{-0,16} \quad r = -0,83 \quad P = 0,001$$

Denne formel er basis i fosforbelastningsmodellen. Ved å måle fosforkonsentrasjonen i innsjøen i sommerhalvåret, $[P]_{\lambda}$, finner man midlere årskonsentrasjon av fosfor i tilløpene etter

$$(2) \quad [P]i = 2,293 [P]\lambda Tw^{0.16}$$

Multipliseres denne med årlig avløp, fås årlig fosforbelastning, P(inn):

$$(3) \quad P(\text{inn}) = [P]i \cdot Q$$

Er man for eksempel interessert i å vite hvor mye et nytt utslipp, det være seg et fiskoppdrettsanlegg eller kloakkutslipp, påvirker en innsjø, beregner man først dagens belastning ved hjelp av likning 2 og 3 over. Deretter legger man til tilleggsbelastningen og regner baklengs via likning 4 og 5

$$(4) \quad [P]i = \frac{P(\text{inn})}{Q} \quad \text{gir innløpskonsentrasjonen}$$

Hvorpå den forventede nye innsjøkonsentrasjonen, $[P]\lambda$, finnes etter:

$$(5) \quad [P]\lambda = 0,436 \cdot [P]i \cdot Tw^{-0.16}$$

Dette kan sammenliknes med kurven for akseptabel tilstand, fig.2, hvorpå behov for rens tiltak kan beregnes, eller det kan settes inn i likning (6) for å finne ut hvor mye alger, $[kla]$ (uttrykt som klorofyll a ($\mu\text{g kla/l}$)), det vil bli i innsjøen etter utbyggingn:

$$(6) \quad [kla] = 0.6 [P]\lambda^{0.96} \quad r=0.90 \quad p=0.001$$

motsatt

$$[P]\lambda = 1.7 \cdot [kla]^{1.04}$$

eller det kan settes inn i likning (7) for å finne ut hvordan

algemengden innvirker på sikten i vannet (S_d =siktedyp i m):

$$(7) \quad S_d = 10.8[kla]^{-0.62} \quad r=-0.91 \quad p=0.001$$

motsatt:

$$[kla] = 46.5 S_d^{-1.61}$$

Disse formlene har dannet grunnlaget for klorofyllskalaen i kurven for akseptabel tilstand (fig. 2).

4.3.3.5 Testing av belastningsmodellen FOSRES.

Til tross for at det er laget adskillige fosforbelastningsmodeller tidligere, har det vært vanskelig å finne noen som passer særlig godt for grunne norske sjøer. Det er mange grunner til dette, bl.a. har man hatt dårlige tilførselsdata fra grunne sjøer, og responsbildet er ofte komplisert. For eksempel når det gjelder hypereutrofe sjøer med betydelig indre gjødsling, er det ikke å vente at man skal kunne finne noen god sammenheng mellom trofinivå og ekstern fosforbelastning. Derfor er det ikke alltid den anvendte modell som er dårlig, men like ofte at brukeren ikke har passet på at forutsetningene har vært til stede for å bruke modellen. Ikke desto mindre synes det som man i tidligere modellarbeider ikke, eller i liten grad, har silt ut sjøer med betydelig intern gjødsling under fremstilling av modellene. Man skulle tro at hensynstagenet til dette, samt spesialtilpassning ellers, ville resultere i at den her fremstilte belastningsmodell burde passe bedre til norske grunne innsjøer enn tidligere modeller.

Et annet moment som også kommer inn, er at de tidligere modeller baserer seg i det alt vesentlige på midlere årskonsentrasjon av fosfor i innsjøen, eller vårsirkulasjonsfosfor. Hvilket sjikt av innsjøen konsentrasjonsmålingene er hentet fra fremgår som regel heller ikke.

Det tilgjengelige datagrunnlaget fra norske grunne innsjøer er stort sett innsamlet i sommerhalvåret, og prøvene er hovedsaklig hentet fra produksjonssjiktet. Vi har derfor vært tvunget til å ta utgangspunkt i dette faktum. På den annen side er det ikke logisk gitt at årsmiddelkonsentrasjon lar seg simulere bedre enn sommermiddelkonsen-

trasjonen, da oppholdstiden i grunne innsjøer ofte er bare noen uker. Det er også på mange måter praktisk med en modell som beskriver sommerkonsentrasjon av alger og fosfor som funksjon av ekstern fosforbelastning. Dette utgjør betydelige besparelser i det nødvendige prøvetakingsprogram for de som senere skal bruke modellen.

Under fremstilling av belastningsmodellen har vi holdt innsjøer med tydelig indre gjødsling utenfor. Dette gjelder innsjøer som har $[P]\lambda/[P]i < 1$, eller sjøer som synes å ha betydelig nedsatt fosforretensjon. I praksis gjelder dette 4 innsjøer i det foreliggende materiale, Hillestadvatn, Haugestadvatn, Orrevatn og Horpestadvatn. Disse innsjøene er imidlertid med i de andre utviklede relasjoner.

Tabell 3 viser observert fosforbelastning for de angjeldende innsjøer sammenliknet med beregnet belastning ved bruk av ulike fosforbelastningsmodeller.

Tabell 3. Observert fosforbelastning sammenliknet med den belastning man kan beregne ved å anvende sommerkonsentrasjonen av fosfor i de anførte modeller. Helt til høyre er fosforbelastningsmodellen fra dette prosjektet, FOSRES.

| Innsjø | År | Observed P-belastning. kgP/år | Beregnet fosforbelastning kgP/år | | | | | | | |
|---------------|----------|-------------------------------------|----------------------------------|----------------------|---------------|----------------|-----------------|-----------------|-------------|----------------|
| | | | Larsen & Mercier (1976) | Vollenweider 1976 | OECD Final | OECD Nordic | OECD Shallow | Reckhow 1979 | RBJ 1979 | Fosres 1987 |
| Bergsvatn V | 1985 | 422 | 243 | 239 | 248 | 265 | 335 | 274 | 285 | 290 |
| Eikenesvatn | 1985 | 538 | 457 | 466 | 537 | 540 | 700 | 288 | 668 | 475 |
| Grennesvatn | 1985 | 809 | 590 | 591 | 665 | 676 | 873 | 694 | 816 | 644 |
| Hillestadvatn | 1985* | 2797 | 3658 | 3680 | 4834 | 4944 | 6002 | 4457 | 4930 | 4166 |
| Hillestadvatn | 1978* | 2782 | 4692 | 4745 | 6592 | 5928 | 8020 | 5747 | 6357 | 5373 |
| Haugestadvatn | 1985* | 2592 | 3068 | 3101 | 6696 | 3739 | 4960 | 3732 | 4447 | 3158 |
| Haugestadvatn | 1978* | 2770 | 3585 | 3571 | 4692 | 4361 | 5826 | 4298 | 5121 | 3636 |
| Vikevatn | 1985 | 2480 | 2304 | 2292 | 2660 | 2655 | 3451 | 2506 | 3085 | 2584 |
| Vikevatn | 1978 | 2559 | 2772 | 2397 | 2809 | 2786 | 3630 | 2620 | 3225 | 2701 |
| Beregsvatn S | 1985 | 2805 | 2376 | 2385 | 2622 | 2705 | 3472 | 2123 | 2911 | 2871 |
| Bergsvatn S | 1978 | 2900 | 2376 | 2385 | 2622 | 2705 | 3472 | 2123 | 2911 | 2871 |
| Bergsvatn N | 1985 | 2474 | 2262 | 2286 | 2444 | 2563 | 3269 | 2562 | 2830 | 2735 |
| Bergsvatn N | 1978 | 2752 | 2300 | 2286 | 2444 | 2563 | 3269 | 2562 | 2830 | 2735 |
| Akersvatn | 1985 | 810 | 770 | 742 | 967 | 901 | 1202 | 1344 | 573 | 804 |
| Årungen | 1980-82 | 6433 | 5118 | 5155 | 8835 | 7006 | 9948 | 5603 | 5179 | 6260 |
| Årungen | 1979 | 6300 | 6348 | 6394 | 11490 | 8860 | 12716 | 6950 | 6423 | 7762 |
| Orrevatn | 1980-83* | 17573 | 19157 | 19351 | 31170 | 26650 | 35906 | 28288 | 24481 | 22911 |
| Horpestadvatn | 1980-83* | 13747 | 14908 | 15008 | 24245 | 22611 | 27883 | 13064 | 20194 | 16915 |
| Froylandsvatn | 1980-83 | 9359 | 6542 | 6592 | 9289 | 1816 | 11231 | 8111 | 6806 | 8040 |
| Jarenavatn | 1980 | 2200 | 1537 | 1574 | 1798 | 1816 | 2350 | 1422 | 1515 | 1892 |
| Steinsfjorden | 1978 | 1200 | 1338 | 1347 | 1409 | 1497 | 1199 | 2691 | 927 | 1253 |

Felles for alle modellene er at de overestimerer belastningen for alle innsjøene med betydelig intern gjødsling, Hillestadvatn, Haugestadvatn, Orrevatn og Horpestadvatn. Ser man derimot på de resterende, er det for en del modeller relativt god overensstemmelse mellom observert og beregnet belastning. Hvilken modell som passer best er imidlertid ikke så lett å avgjøre rent visuelt, og vi har derfor belyst dette ved statistiske analyser (regressjonsanalyse, parvis t-test, Mann-Whitney's U-test), se tabell 4.

Tabell 17. Statistiske analyser for vurdering av hvilke modell som beskriver de observerte fosforbelastninger best.

| Obs.-modell | Regressjons- likning | Regressjons- koeffisient r^2 | Signifikans- nivå % | | Antall n |
|------------------------------|-------------------------|--|------------------------|------------------------|-----------------|
| | | | Parvis t-test | Mann-Whitney U-test | |
| Obs.-Larsen & Mercier (1976) | $y=1.23x-118$ | 0.944 | 4 | 46 | 15 |
| Obs.-Vollenweider (1976) | $y=1.22x-88$ | 0.949 | 3 | 36 | 15 |
| Obs.-OECD Final | $y=0.67x+650$ | 0.867 | 25 | 93 | 15 |
| Obs.-OECD Nordic | $y=0.89x+229$ | 0.923 | 56 | 93 | 15 |
| Obs.-OECD Shallow | $y=0.62x+398$ | 0.903 | 2 | 28 | 15 |
| Obs.-Reckhow (1979) | $y=1.05x+0.28$ | 0.928 | 43 | 80 | 15 |
| Obs.-Rognerud et al (1979) | $y=1.17x-275$ | 0.920 | 34 | 58 | 15 |
| Obs.-Fosresgru (Berge 1987) | $y=0.99x+33$ | 0.954 | 95 | 100 | 15 |

Det går klart fram at blant de testede modeller er det FOSRES som passer best. Vinkelkoeffisienten er nær 1 og restleddet er relativt lite, dvs. forholdet mellom observert og beregnet belastning er nær 1:1-linjen, likeledes er korrelasjonen god ($r^2=0.954$, $r=0.98$) og signifikansnivået godt. Den parvise t-testen sier at det er 95% sannsynlighet for at den observerte belastningsserien og den beregnede kommer fra samme populasjon av tall, Mann-Whitney gir hele 100% sannsynlighet. Siden materialet ikke er normalfordelt i følge Kolmogoroff-Smirnoff testen, er det Mann-Whitney man bør legge mest vekt på.

I fig.10 er observert fosforbelastning plottet mot FOSRES-beregnet belastning. Som det fremgår må overensstemmelsen sies å være meget god. Kurven ligger nær 1:1-linjen, som er det ideelle, og det er liten spredning om linjen.

Hvis vi tar med sjøer hvor vi vet at det skjer betydelig intern gjødsling, og plotter observert P-belastning mot beregnet, Fig.11, ser vi at regressjonslinjen ligger forskjøvet mot beregnet belastning,

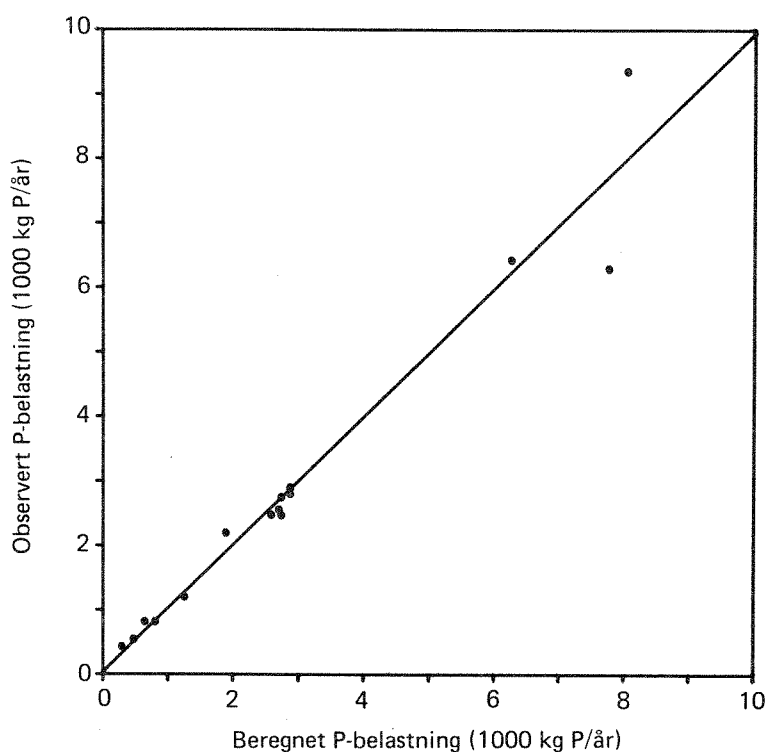


Fig. 10. Observert fosforbelastning i 15 grunne innsjøer plottet mot beregnet belastning via FOSRES-modellen. Omfatter ikke innsjøer hvor det skjer nevneverdig intern gjødsling.

hvilket indikerer at modellen overestimerer belastningen i disse sjøer. Dette går også tydelig frem av tabell 3 (de * - merkede sjøene).

Det man kan innvende mot denne fremlagte testingen er at det er en form for sirkelbevis i det det jo nettopp er dette observerte P-belastningsmateriale som har dannet grunnlaget for fremstilling av FOSRES-modellen. Og da skulle det bare mangle at ikke denne modellen skulle passe best. Hva om man tester de samme modeller mot et uavhengig materiale av grunne sjøer?? Ville da FOSRES-modellen kommet best ut? Til det er å si at et slikt alternativt datasett finnes ikke i Norge, for tiden, men det vil komme. Foreløpig må vi bare godta at til det foreliggende P-belastningsmateriale fra grunne sjøer (NB! det man kan ha noenlunde tillit til), så passer FOSRES-modellen best. Det er nær 1:1 forhold mellom beregnet og observert belastning, og det er forbløffende liten spredning omkring regresjonslinjen i fig. 10. Etter hvert som datamaterialet omkring fosforbelastning/respons i grunne sjøer øker, bør det være aktuelt å få FOSRES-modellen kalibrert med jevne mellomrom. Resonnementet ser nemlig ut til holde rimelig bra.

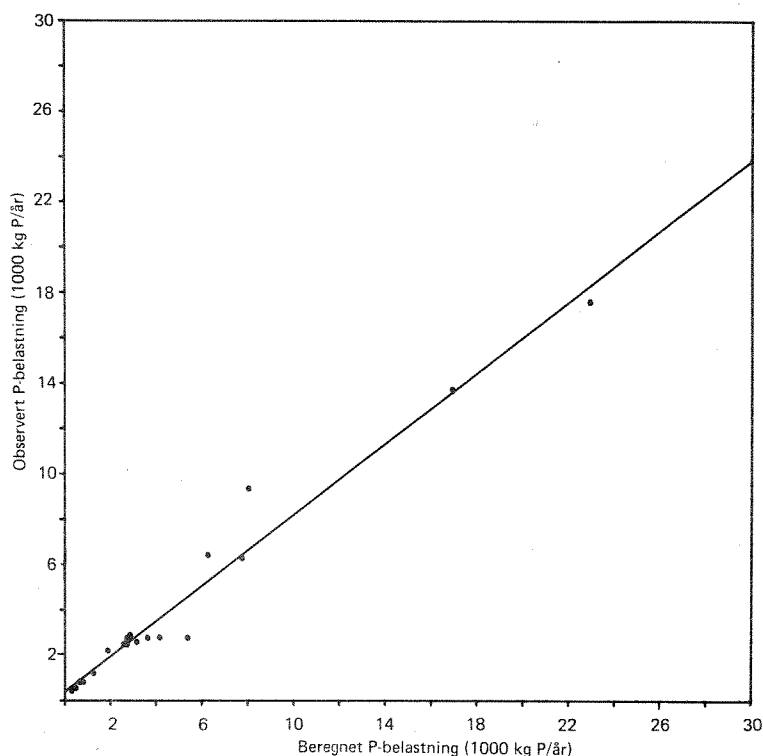


Fig. 11. Observervte fosforbelastning (n=21) plottet mot FOSRES-beregnet P-belastning. Inkluderer 6 tilfeller av intern gjødsling i sommerhalvåret.

Med unntak av kurven for akseptabel tilstand (fig. 2), er det benyttet samme hovedressonnement som Vollenweider i 1976, og som også ble anvendt av Rognerud, Berge og Johannessen (1979) for dype innsjøer (RBJ-modellen). Det er bare datagrunnlaget, avgrensningen av dette mht. type innsjøer, produksjonssesong og dyp som er forskjellig.

I fig.12 er FOSRES-modellen plottet mot tilsvarende plot fra en del andre modeller. En ser at det er relativt liten forskjell mellom RBJ, FOSRES, Larsen & Mercier = Vollenweider corrected. Tar man imidlertid Vollenweiders (1976) originalregressjon:

$$\frac{[P]_{\lambda}}{[P]_i} = 0.649 \cdot T_w^{-0.415} \quad r = -0.674, \quad n = 14$$

så avviker denne betydelig fra de andre. Vollenweider var ikke helt overbevist om sin regressjon, bl.a. la han merke til at forholdet $[P]_{\lambda}/[P]_i$ raskt blir større enn 1, noe det logisk sett ikke skal kunne bli. På bakgrunn av dette foreslår han----"an approximation

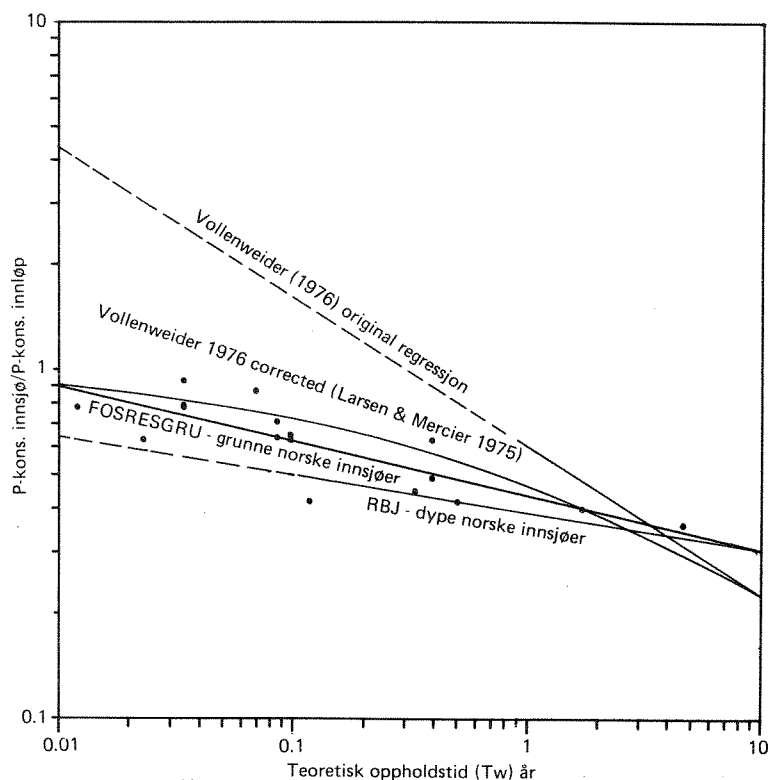


Fig. 12. FOSRES-modellen plottet mot noen andre fosforbelastningsmodeller.

which takes care of this would be:"

$$\frac{[P]\lambda}{[P]i} = \frac{1}{1 + \sqrt{Tw}}$$

Hvor han får dette fra går ikke klart frem, men uttrykket er identisk med hva man kan utlede av Larsen & Mercier (1975) fra et EPA prosjekt. Dette uttrykket har dannet basis i OECD-samarbeidet om eutrofiering, hvor uttrykket $[P]i/(1+\sqrt{Tw})$ kalles for "flushing corrected inflow cocentration". En vesentlig del av OECD samarbeidet har bestått av å tilpasse dette uttrykket til ulike sett innsjødata. I praksis vil dette si at de har "heiset" og "dreiet" på den krumme kurven i fig. 12. Denne krumme kurven passer ikke så godt hverken til dype norske sjøer (Rognerud et al 1979) eller til grunne norske innsjøer (tabell 4), som den tilpasning man kan få til med en eksponensialfunksjon.

Med unntak av Vollenweiders original regressjon, er modellene noenlunde like for innsjøer med oppholdstid 2-5 år. For innsjøer med kortere oppholdstid vil Vollenweidermodellen underestimere belast-

ningen og da særlig i dype innsjøer. For innsjøer med lang oppholds tid vil Vollenweidermodellen overestimere belastningen i alle typer innsjøer. F.eks. kan nevnes Eikeren, som er en av de norske innsjøer med lengst oppholdstid, ca 11 år. Målt belastning er her 4,5 tonn P i 1978 (Berge & Johannessen 1979) og 4.2 tonn P i 1985 (Åstebøl et al 1987 in press). Vollenweider gir ca 5.5 tonn P/år, mens RBJ gir 4.1 tonn P/år.

4.3.3.6 Hva kan man bruke det fremlagte vurderingssystemet til?

For innsjøer med middeldyp mellom 1.5 og 15m kan man med basis i kurven for akseptabel tilstand og Fosres-modellen, gjøre en rekke nyttige beregninger av typen nevnt nedenfor:

- 1) Beregne øvre akseptable trofinivå i en innsjø.
- 2) Beregne øvre akseptabel fosforbelastning i en innsjø.
- 3) Beregne aktuell fosforbelastning i en innsjø.
- 4) Beregne behov for fosforavlastning.
- 5) Beregne effekten av nye utslipp.
- 6) Beregne effekten av tiltak.
- 7) Kost-nytte analyser av tiltak.
- 8) Beregne trofieffekter av vannstandsendringer.
- 9) Beregne trofieffekter av endret gjennomstrømming.

Det fremlagte modellverktøy er enkelt å bruke. Det er imidlertid viktig at brukeren påser at forutsetningene for bruk er til stede. Dette gjelder særlig når man skal bruke modellen til å beregne aktuell fosforbelastning (=dagens belastning), av grunner nevnt side 23 og 31.

Det er viktig at input dataene er rimelig gode. I tillegg må man ha i

tankene at modellen er basert på en midlere respons av fosforbelastning i mange innsjøer. De enkelte innsjøer kan derfor godt falle en del utenfor de verdier som modellen forutsier. Å angi noen statistisk usikkerhet er vanskelig, men indikeres av spredningen omkring regressjonslinjen i fig.10.

5 LITTERATUR

- Abrahamsen, H. 1981. Stofftransport til Steinsfjorden 1978-79. Hovedfagsoppgave i Limnologi, Univ. Oslo.
- Andersen, J. M. 1975. Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments. Arch. Hydrobiol. 76:411-419.
- Andersen, T. 1982: PLANKTON I ÅRUNGEN 1979. Primærproduksjon, planktonbiomasse og populasjonsdynamikk i en hypertrof innsjø. Cand. Scient. Oppgave i Limnologi, Univ. Oslo. 94 sider.
- Berge, D. 1976: Hillestadvatn og Grennesvatn. Hydrografi, fytoplankton og dammuslingen *Anodonta piscinalis*. Hovedfagsoppgave i Limnologi ved Univ. Oslo.
- Berge, D. og M. Johannessen 1979: Limnologiske undersøkelser i Eikerenvassdraget i 1978. Vassdragets tilstand, tilbakeholdelse av fosfor i vassdraget ovenfor Eikeren, Eikerens fosforbelastning og fremtidige utvikling. NIVA-rapport, 0-74102, 45 sider.
- Berge, D. 1980. Overvåking av Eikerenvassdraget, Resultater fra 1979., NIVA-rapport, 0-74102. 22 sider.
- Berge, D., S. Rognerud og M. Johannessen 1980. Videreutvikling av fosforbelastningsmodeller for store sjiktede innsjøer. Norsk institutt for vannforskning, Årbok for 1979: 39-41.
- Berge, D. 1986: Overvåking av TYRIFJORDEN og STEINSFJORDEN 1982-85, Sluttrapport. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT) rapp. nr. 238/86, NIVA 0-8000214, 73 sider.
- Berge, D og F. Rosland. 1985: Vannforsyningsplan for Vestfold,

- Fremdriftsrapport 1985. EIKEREN. Samarb. GEF0/NIVA, Ås-Oslo nov.1985. 24 sider.
- Berge, D. 1986: Bruksplan for Akersvannet. Bakgrunnsundersøkelser og forslag til tiltak. NIVA-rapport 0-85118. 107 sider.
- Brettum, P., B. Rørslett, M. Laake, D. Berge, 1976: En undersøkelse av Borrevannet i 1975. NIVA-rapport 0-174/73, 119 sider.
- Clasen, J. 1979: Project Shallow Lakes and Reserviors, Final Report. OECD EUTROPHICALION PROGRAMME. Water Research Center, Medmenham, Marlow, Bucks, SL7 2 HD, England.
- Dillon, P. J., and F. H. Rigler 1974: The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Limnol. Oceanogr. Vol. 19, no.5, pp. 767-773.
- Ensbj, S., R. Borgstrøm, G. Langeland, F. Rosland, og S. Sanni. 1984. ÅRUNGEN: Tilstand, aktuelle sanerings- og restaureringstiltak. Rapport utarbeidet på grunnlag av tverrfaglig forskningsaktivitet i perioden 1980-83 GEF0-rapport, Ås, nov. 1984.
- Erlandsen, A. H., S. Hvoslef, og M. Mjelde, 1983. Rutineovervåking i Vannsjø 1982. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), rapp. nr.111/83, NIVA 0-8000221.
- Erlandsen, A., O. Grøterud, og O. K. Skogheim, 1980: Intern tilførsel av fosfor i innsjøer ved høy pH. Inst. Hydrotek., NLH - stensiltrykk 7/1980. 27 sider.
- Fee, E. J. 1979: A relation between lake morphometry and primary productivity and its use in interpreting whole-lake eutrophication experiments. Limnol. Oceanogr., 24(3) 1979: 401-416.
- Faafeng, B., P. Brettum, T. Gulbrandsen, J. E. Løvik, B. Rørslett, og E. Ø. Sahlqvist, 1981: Randsfjorden. Vurdering av innsjøens status 1978-80 og betydningen av planlagte reguleringer i Etna og Dokka., NIVA-rapport, 0-78014. 138 sider.
- Faafeng, B., Å. Brabrand, T. Gulbrandsen, O. Lind, J. E. Løvik, Ø. Løvstad, og B. Rørslett, 1982: JARENVANNET. NIVA-rapport, 0-78014. 62 sider.

- Faafeng, B., Å. Brabrand, P. Brettum, T. Gulbrandsen, J. E. Løvik, B. Rørslett, S. J. Saltveit, T. Tjomsland. 1985: OVERVÅKING AV ORREVASSDRAGET. Hovedrapport 1979-83. NIVA-rapport 0-8000217, 128 sider.
- Faafeng, B., og J. E. Løvik, 1986: Overvåking av Gjersjøen - Akershus, Rutineundersøkelser 1985. NIVA-rapport 0-70006, 49 sider.
- Holtan, H., og O. Skulberg, 1969. Resipientundersøkelser på Hadeland 1967-69. Vigga- Jarenvannet-Augedalselva. NIVA-rapport 0-77/66.36 sider.
- Holtan, H. 1976: Mjøsprosjektet, Fremdriftsrapport nr 7. NIVA-rapport 0-91/69, 44 sider.
- Holtan, H., og P. Brettum, 1982: Undersøkelser i Goksjø 1979-81. NIVA-rapport 0-78081, 47 sider.
- Holtan, H. et al 1987 in prep.: Håndbok om vannkvalitetskriterier for ferskvann - et verktøy for karakterisering av vannets forurensningstilstand i elver og innsjøer.
- Hutchinson, G.E., 1957: A treatise on limnology. Vol.I, John Wiley & Sons, New York, 1015 sider.
- Johannessen, M., A. Lande og Ø. Skar, 1983: Gjødsling av fiskevatn, rapport nr.3, TDH-Skr.91, 52 sider.
- Lande, A., M. Johannessen, S. Rognerud, A. Moksnes, Ø. Skar og S.L. Hansen, 1982: Gjødsling av fiskevatn, Rapport nr. 2., TDH-Skr.74., 34 sider + 10 i vedlegg.
- Lande, A., 1979: Limnologiske undersøkelser av Børsesjø Naturreservat. TDH-Skr.34, 30 sider.
- Larsen, D.P., and H. T. Mercier, 1975: Lake phosphorus loading graphs: an alternative. Working Paper Series No. 174, US EPA, Las Vegas, Nev.
- Larsen, D. P., and H. T. Mercier, 1976: Phosphorus retention capacity of lakes. J. Fish. Res. Board Can., 33,(8): 1742-1750.
- Lyche, A., 1984: PLANKTON I INNSJØER LANGS EN TROFIGRADIENT. En regional undersøkelse av samfunnsstrukturen i phytoplankton og zooplankton i 20 innsjøer i Oslo-området. Cand. real.

oppgave i Limnologi, Univ. Oslo.

- Naumann, E., 1919. Några synspunkter angående planktons økologi, med særskild hensyn til phytoplankton. Svensk. bot. Tidsskr. 13:129-158.
- OECD 1982: Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control. OECD UETROPHICATION PROGRAMME-FINAL REPORT., Paris, France. 155 sider.
- Prepas, E. E. and D.O. Trew, 1983: Evaluation of the phosphorus - chlorophyll for lakes off the Precambrian Shield in Western Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:27-35.
- Rawson, D.S., 1930. The bottom fauna of lake Simcoe and its role in the ecology of the lake. Univ. Toronto. Stud. Biol., Publ. Ont. Fish. Res. Lab., 34:1-183.
- Rawson, D. S., 1955: Morphometry as a dominant factor in the produktivity of large lakes. Verh. Int. Verein. Limnol. 12:164-175.
- Reckhow, K. H. 1979. Quantitative techniques for the assessment of lake quality. United States Environmental Protection Agency. EPA-440/5-79-015.
- Reckhow, K. H., and J. T. Simpson, 1980: A procedure using modelling and error analysis for the prediction of lake phosphorus concentration from land use information. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:1439-1448.
- Rieley, E.T., and E. E. Prepas, 1985: Comparison of the phosphorus-chlorophyll relationships in mixed and stratified lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42:831-835.
- Rognerud, S. 1975: Hydrografi, fytoplankton og primærproduksjon i Holsfjorden 1972-73, samt en sammenlikning med Krøderen, Sperillen og Randsfjorden. Hovedfagsoppgave i Limnologi ved Univ. Oslo., 140 sider.
- Rognerud, S., D.Berge & M. Johannessen 1979. TELEMARКСVASSDRAGET - Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport, 0-70112.
- Rognerud, S. 1982. Fosforbudsjetter og en fosforbelastningsmodell for

Tyrifjorden. Tyrifjordundersøkelsen, Fagrapport nr. 15, Tyrifjordutvalget, Drammen. 28 sider.

- Rosland, F. 1984. Datarapport om Årungens nedbørfelt, 1976-1982. Foreløpig rapport, Institutt for geossurs og forurensningsforskning, GEFO,.
- Ryding, S. O. 1980. The Nordic Projekt: OECD EUTROPHICATION PROGRAMME. Monitoring of inland waters. Nordic cooperative Organisation for Applied Research (NORDFORSK), Sekretariat of environmental studies, Publication 1980:2.
- Sakamoto, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol. 62:1-28.
- Sanni, S. 1983. Fysisk/kjemisk og biologisk rutineprogram for Årungen og Østensjøvatn, Sluttrapport. GEFO-rapport, 13 sider.
- Schindler, D. W. 1975: Whole-lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon. Verh. Int. Verein. Limnol. 19:3221-3231.
- Schindler, D.W., 1977: Evolution of phosphorus limitation in lakes. Science 195:260-262.
- Skogheim, O. K. 1981: Sedimentenes egenskaper og rolle ved sanering/restaurering av årungen. VANN nr.4, 1981:423-432.
- Thienemann, A. 1927: Der Bau des Seebeckens in seiner Bedeutung für den Aufbau des Lebens in See. Verh. Zool. bot. Ges. Wien., 77:87-91.
- Vollenweider, R. A. 1968: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris, Tech. Rep. DAS/CSI/68., 27, 182 sider.
- Vollenweider, R.A. 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 33: 53-83
- Weber, C. A., 1907: Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. Beiblatt zu den Botanischen Jahrbuchern., 90:19-34.

- Weideborg, M. 1984: Planteplankton i Akersvannet 1983. SIFF-SK, rapport nr 2/84. ISSN 0333-4643, 15 sider.
- Wold, T. 1985. Forurensningsregnskap for vassdrag i Vestfold 1985. Fylkesmannen i Vestfold, Miljøvernavdelingen, 65 sider.
- Åstebøl, S. O., F. Rosland og D. Berge (in prep). Vannbruksplan for Eikerenvassdraget. Vassdragets tilstand og behov for tiltak. Fellesrapport NIVA-GEFO.