



Läckagebenägen fosfor i Molkomsjöns sediment

Potential för internbelastning

Brian Huser och Johannes Kikuchi

SLU, Vatten och miljö: Rapport 2017:7

Referera gärna till rapporten på följande sätt:
<http://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/Publikationer/>

Kontakt

Brian.huser@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Innehåll

Sammanfattning.....	1
Ordlista.....	3
1 Introduktion.....	4
2 Metoder.....	8
3 Resultat.....	10
3.1 Mobil (rörlig) fosfor.....	10
3.2 Internbelastning av fosfor.....	18
3.2.1 Vattenkemiska data.....	18
3.2.2 Sediment data.....	21
3.2.3 Inkubationsförsök.....	25
4 Diskussion.....	28
4.1 Internbelastning av fosfor I Molkomsjön.....	28
4.2 Status klassning av Molkomsjön.....	29
4.3 Åtgärder för att minska internbelastning.....	31
4.3.1 Hypolimnisk avtappning.....	31
4.3.2 Fastläggning av fosfori sediment.....	32
4.3.3 Biologisk manipulering.....	33
4.3.4 Syresättning/luftning.....	33
4.3.5 Muddring.....	34
4.3.6 Naturlig återhämtning.....	34
4.4 Konsekvenser av minskade halter av fosfor.....	35
4.5 Rekommendationer.....	36
Referenser.....	38
Bilaga A.....	40

Sammanfattning

Syftet med denna undersökning var att beräkna former och mängder och av rörlig fosfor i Molkomsjöns botten sediment. Denna information utgör basen för att uppskatta potential för läckage av fosfor från sedimenten (internbelastning). Vi har också använt vattenkemiska data för att uppskatta inomårsvariation av internbelastning i sjön och inkluderat resultat från ett inkubationsförsök där läckage av fosfor från sediment mättes direkt.

Den totala mängden rörlig (mobil) fosfor i Molkomsjöns sediment har bestämts i elva sedimentproppar genom s.k. fosforfraktionering. Mobil fosfor (porvatten, löst bunden och järnbunden fosfor) var 2,9 g/m² i de grundare delarna och 9,6 g/m² i den djupaste delen av sjön på 13,4 meters vattendjup. Potentiell (d.v.s. maximal) internbelastning uppskattades med hjälp av en empirisk modell och varierade mellan 6,6 mg/m²/d i de grundare områdena till 13,7 mg/m²/d i de djupare delarna av sjön (medelvärde 10,6 mg/m²/d). *Dessa värden är höga jämfört med andra liknande sjöar, och särskilt jämfört med andra sjöar med hög vattenomblandning. Det är dock viktigt att tydliggöra att dessa värden representerar maximal internbelastning.*

Det betyder alltså inte att internbelastningen når dessa värden eftersom det endast sker under väldigt dåliga förhållanden med avseende på vattenkvalité (t.ex. vid syrgasbrist, höga temperaturer, m.m.).

Internbelastning har också uppskattats med hjälp av vattenkemiska data från djuphålet när fosfor i bottenvattnet nådde 210 µg/L (mätvärden från 1997 och 2011). Eftersom sjön endast provtogs en eller två gånger per år (vår och sommar), var vi tvungna att uppskatta hur lång tid sjön var skiktad innan provtagning för att kunna beräkna hastigheten av internbelastning. Baserat på uppskattning av denna period (30 till 90 dagar), varierade internbelastning av fosfor mellan 8,0 och 2,7 mg/m²/d.

Inkubationsförsöket bekräftar dessa siffror. Två sedimentproppar hämtades från Molkomsjön och inkuberades i drygt en månad. Fosfor i vattnet ovan sedimenten analyserades varannan till var tredje dag. Internbelastning vid djuphålet var låg när vattnet var syrerikt (2,2 mg/m²/dag), men nådde 5,8 mg/m²/d under syrefattiga förhållanden (syrgas < 2 mg/L). Detta värde anses som måttligt högt jämfört med

andra liknande sjöar som har problem med internbelastning av fosfor. Det tog ca tre veckor innan syrgashalten minskade till < 2 mg/L under inkubationsförsöket.

Det är därför mycket troligt att internbelastning av fosfor kommer öka och påverka vattenkvaliteten negativt när Molkomsjön skiktas under en tidsperiod av tre veckor eller längre.

Med tanke på resultat från befintliga vattenkemiska data, tidigare utsläpp av obehandlat (eller otillräckligt behandlat) avloppsvatten till sjön, och tidigare bedömningar är det troligt att det finns problem med internbelastning i Molkomsjön. Det är viktigt att tydliggöra att kemiska förhållanden i Molkomsjön påverkar internbelastning av fosfor.

När vattnet är syrerikt, kommer internbelastningen vara relativt låg. Med befintliga data är det svårt att säga hur ofta och under hur lång tid Molkomsjön skiktas, men troligtvis påverkar internbelastning ytvattenkvaliteten periodvis och orsakar övergödning.

Det är också viktigt att tydliggöra att en möjlig konsekvens av åtgärder för att minska halten av näringsämnen är att sjön går från näringsrik till näringsfattig med en förändrad biologisk artsammansättning som följd (t.ex. fisk, bottenfauna och vattenlevande växter). Både för mycket och för lite näringsämnen kan påverka artsammansättningen negativt. Det är inte troligt att halten av näringsämnen i Molkomsjön kommer minska så kraftigt att det får negativa effekter, men produktionen i sjön minskar generellt med minskade halter av näringsämnen.

Utökad provtagning under en säsong (april-september) skulle ge användbar information för att ytterligare kunna bedöma internbelastningens påverkan på vattenkvaliteten i Molkomsjön. Profilprovtagningar (från yt- till bottenvattnet) av syrgas, temperatur och pH samt en analys av totalfosfor från 3 - 4 olika nivåer i profilen skulle göra det lättare att bedöma betydelsen av internbelastning av fosfor i Molkomsjön.

Ordlista

- Aktivt sedimentdjup–den delen av sedimentet som interagerar med vattnet. Mobil fosfor som finns i det aktiva sedimentdjupet kan, till exempel, frigöras till vattnet, medan fosfor som ligger bundet djupare inte frigörs.
- Anoxiskt–Syrefattiga förhållanden i vattnet
- Fosforkoncentration–hur mycket fosfor som är bundet till en sediment partikel
- Fosformassa–hur mycket fosfor som finns i en viss volym av sediment
- Internbelastningshastighet–hur fort fosfor frigörs från sedimenten. Enheten är mg fosfor som frigörs från en kvadratmeter sedimentyta per dag ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$)
- Mobil (rörlig) fosfor–de fosforformer som lätt frigörs från sediment, till exempel fosfor i sedimentets porvatten, löst bunden fosfor, och fosfor bunden till järn
- Organisk fosfor–fosfor som finns i organiskt material såsom alger och makrofyter
- Polymiktiskt–sjöar där hela vattenmassan omblandas flera gånger på sommaren.
- Trofiska klassificeringar/nivåer–Trofiska klasser, såsom eutrof och oligotrof vilka representerar mängden av näringsämnen och produktivitet i sjön.

1 Introduktion

Enligt rapporten av Huser et al. (2016a) är fosforhalter i Molkomsjön förhöjda och högre än väntade enligt de modeller som används för att beräkna bedömningsgrunder för fosfor i sjöar (Huser and Folster 2013).

Molkomsjön skulle klassificeras som måttlig eutrof (höga halter av näringsämnen) enligt svenska bedömningsgrunder (Tabell 1). Det läcker fosfor från bottensedimenten i sjön (enligt vattenkemiska data) som troligtvis påverkar vattenkvaliteten under sommarhalvåret.

På grund av detta, har Molkomsjöns Fiskevårdsområdesförening (MFVOF) bestämt sig för att undersöka sedimenten för att beräkna läckagebenägna former av fosfor i sedimenten och potential för internbelastning av fosfor i sjön.

Tabell 1. Klassificeringssystem för totalfosfor koncentrationer i svenska sjöar

Klass	Fosfor halter	Trofisk status	Totalfosfor (µg/L)
1	Låga	Oligotrof	<12,5
2	Måttligt höga	Mesotrof	12,5-23,0
3	Höga	Måttlig Eutrof	23,0-45
4	Mycket höga	Eutrof	45-96
5	Extremt höga	Hypertrof	>96

Det finns två definitioner av internbelastning när det gäller fosfor i sjöar:

- 1) Retentionen (ackumulering i sedimenten) av fosfor minskar, fosforhalten ökar under en del av året, och därmed ökar risken för algbloomning (bruttointernbelastning)
- 2) Retentionen är obefintlig och uttransporten av fosfor via utloppet blir större än intransporten (nettointernbelastning).

När det gäller minskad fosforretention (1) så förekommer bruttointernbelastning av fosfor i övergödda sjöar. Men det finns också en viss mängd naturlig internbelastning i de allra flesta sjöar, även i oligotrofa och mesotrofa sjöar under korta perioder i samband med att sedimentytan blir mer eller mindre anoxisk (syrefattigt), d.v.s. i slutet på den islagda perioden respektive under sommarstagnationen. Det är däremot inte så vanligt att sjöar har nettointernbelastning (2)

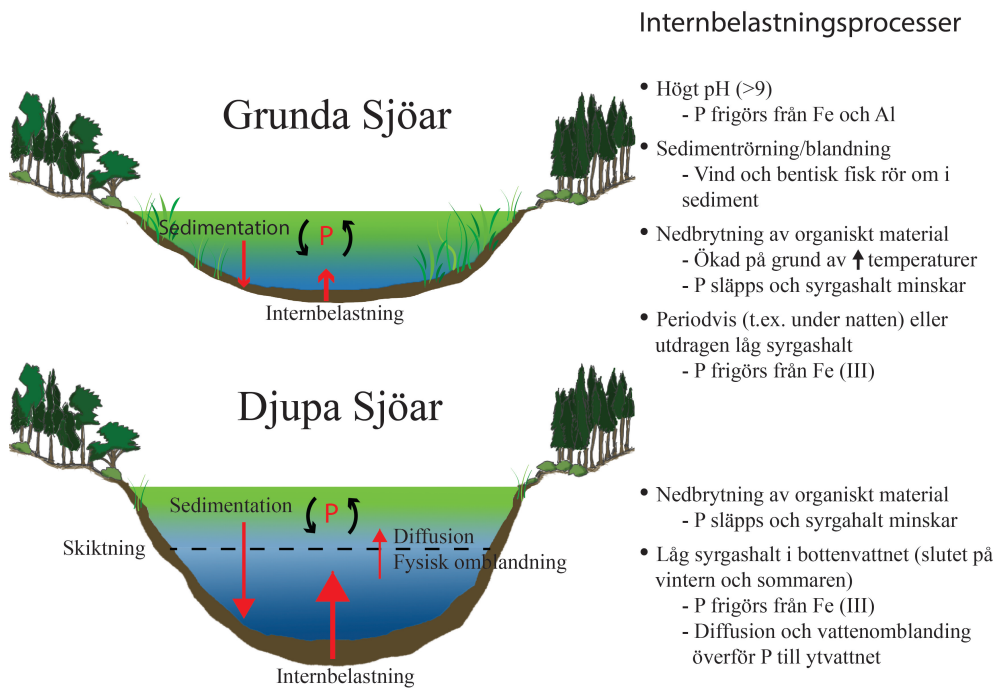
nuförtiden (på årsbasis) på grund av kraftigt minskade punktkällor, men under sommaren kan det förekomma i övergödda sjöar.

För att kvantifiera fosforretentionen krävs mycket omfattande mätprogram och även en värdering av hur den minskade retentionen, som varierar utmed en kontinuerlig skala mellan <0-100%, ska värderas. Man kan dock uppskatta internbelastning av fosfor med hjälp av en empirisk modell (Pilgrim et al. 2007) eftersom fosformassan i sedimentet är direkt relaterat till internbelastning.

Det är också viktigt att tydliggöra att det finns olika processer som kan bidra till internbelastning av fosfor i grunda (hög vattenomblandning) och djupa (skiktade) sjöar (Figur 1). I vissa fall kan en sjö ha båda djupa och grunda delar (t.ex. Hjälmarén). Egentligen ska man klassificera en sjös djupstatus enligt kvoten mellan medeldjup och sjö area (t.ex. Osgood 1988). Enligt detta klassificeringssystem är Molkomsjön grund/polymiktiskt (även om 12-13 m vattendjup kan betraktas som djupt) eftersom potential för omblandning av vattnet är stor.

I båda sjötyperna kan man få läckage av fosfor (lättlös, mobil fosfor) från sedimenten på grund av minskade syrgashalter i vattnet som orsakar frisättning av fosfor från sedimentbundna metaller som järn.

Det händer stötvis i grunda sjöar (till exempel under stilla perioder såsom nattetid) och under sommaren och slutet på vintern i djupa sjöar. I grunda sjöar är fosfor omedelbart tillgängligt för användning av alger i ytvattnet, medan diffusion och fysisk omblandning av vattenmassan styr mängden frigjort, tillgängligt fosfor i djupa sjöar.



Figur 1. Internbelastningsprocesser i grunda och djupa sjöar (från Huser et al. 2016a).

Nedbrytning av organiskt material kan också leda till internbelastning av fosfor i båda sjötyperna, men nedbrytningshastigheten är vanligtvis högre i grunda sjöar på grund av högre vattentemperaturer. I grunda sjöar kan också högt pH frigöra fosfor från sedimentet. Bottenlevande fisk och vind kan störa sedimenten, vilket i sin tur kan öka tillgängligheten av fosfor i vattnet. I vissa fall är dessa processer också viktiga för internbelastning av fosfor i djupa sjöar med stora grundare områden. Dessa skillnader påverkar också vilka åtgärder som bör användas för att minska internbelastning i grunda och djupa sjöar.

Gällande Molkomsjön är processer i både grunda och djupa sjöar viktiga eftersom det finns stora, grunda områden samt djupare delar av sjön som kan skiktas under sommaren (och vintern). Sjön har också varit recipient för avloppsvatten som har behandlats i varierande grad och är även utsatt för annan påverkan:

- Inget kommunalt avloppsverk (fram till 1975)
- Dåligt fungerande avloppsverk (ingen kemisk fällning, 1990 – 2000)
- Utökad fritidsområde med enskilda avlopp med otillräcklig avloppsrening i vissa fall (1990 och framåt)
- Belastning från jordbruk (ca. 8,4% av avrinningsområdet)

Brist på avloppsverk och enskilda avlopp leder ofta till lagring av stora mängder av fosfor i sedimenten. Det kan ta decennier eller längre för naturlig omsättning av sjövattnet för att överskottet av fosfor i sedimenten ska transporteras bort, och då påverkas nedströms vattenförekomster av samma fosfor.

Syftet med denna undersökning var att beräkna mängder och former av rörlig sedimentfosfor i Molkomsjöns bottensediment. Denna information utgör basen för att uppskatta potential för läckage av fosfor från sedimenten (internbelastning). Vi har också använt vattenkemiska data och ett inkubationsförsök (en del av ett Formas projekt) för att uppskatta variationen av internbelastning i sjön.

2 Metoder

Elva sedimentproppar togs med en Wilner-hämtare den 20 april 2017 från Molkomsjön enligt figur 2. Sedimenten skiktades omedelbart och skikten 0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10, 13-15, 18-20 och 28-30 cm sparades. Proverna analyserades med avseende på vattenhalt, organisk halt (Bilaga A, Tabell 1) och fosforfraktioner (Bilaga A Tabell 2). Densiteten (Bilaga A Tabell 1) på sedimenten beräknades med hjälp av vattenhalt och organisk halt. Densiteten används för att omvandla koncentrationer till mängd fosfor per ytenhet (fosformassa). Alla prover (torkade) som hämtades som en del av den här studien är lagrade hos SLU och också skulle kunna användas i framtiden för andra analyser, t.ex. analys av metaller i sedimenten

I en fraktionerad fosforanalys lakas olika former av fosfor ur provet i olika steg: H₂O-P (porvatten och löst bunden/lätt löslig fosfor), BD-P (järnbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), NaOH org-P (organisk fosfor), och HCl-P (kalciumbunden fosfor). Metoden finns ursprungligen beskriven av Psenner m.fl. (1988), modifierad av Hupfer m.fl. (1995). Mobil fosfor i sedimenten återfinns i huvudsak i de tre fraktionerna (1) löst bunden fosfor, (2) järnbunden fosfor, och (3) organisk fosfor. Den löst bundna fosfor är direkt tillgänglig i vattenmassan, organisk fosfor blir lättillgänglig när det organiska materialet mineraliseras, medan järnbunden fosfor kan bli lättillgänglig då syrgashalten är mindre än 2 mg/L. Aluminium- och kalciumbunden fosfor är mer svårtillgänglig. Aluminiumbunden och järnbunden fosfor kan gå i lösning vid höga (>9,5) och låga (<5,5) pH-värden vid sediment ytan, men så extrema pH-värden har inte uppmätts i Molkomsjön under de senaste åren.

Vattenhalt och halten organiskt material i sedimenten kvantifierades enligt Håkanson och Jansson (1983). Proverna frystes 24 timmar (-20 C) och frystorkades. De torra proverna brändes i en muffelugn (550 C) och mängden sediment som förbrändes är mängden organiskt material i sedimenten. Dessa data användes för att beräkna koncentration (torr vikt) och sedimentdensitet.

Potentiell internbelastning av fosfor uppskattades med hjälp av en modell (Pilgrim et al. 2007) där mobil fosformassa i de yppersta sedimentlagren används för att beräkna maximal internbelastning. Internbelastning uppskattades också med vattenkemiska data. Djupkartan (Figur 2) digitaliserades och vattenvolymen beräknades på olika vattendjup. Fosfor (total) i vattnet på ett djup av ≥ 8 m användes för att beräkna hastigheten av internbelastning i Molkomsjön. Två sediment proppar också inkuberades för att beräkna mängden fosfor

som frigjordes från sedimenten direkt. Propparna inkuberades i drygt en månad (20° C) och fosfor analyserades som totalfosfor.

3 Resultat

I sjöns botten sjunker partiklar ned kontinuerligt och bildar sediment. I djuphållet finner man generellt de högsta halterna av fosfor, särskilt de rörliga formerna. Vid denna provtagning var vattenhalten 67 - 90 % i de översta 10 cm sedimentlagren och det förekom ackumulations sediment vid samtliga provpunkter. Detta styrks av att halten organiskt material (t.ex. alger och makrofyter) översteg 10 % i alla provpunkterna (förutom Mol 9 och Mol 10), vilket säkerställer att det handlar om ackumulations sediment. Glödgningsförlusten består till stor del av organiskt material.

Samtliga analysresultat avseende totalfosforhalter (i de fem fosforfraktioner) redovisas i Bilaga A, Tabell 2. Våldigt få prover skulle bedömas som höga eller mycket höga när det gäller totalfosforkoncentrationer (Tabell 2) även om det finns tydliga indikationer på internbelastning av fosfor. Totalfosfor driver dock inte internbelastning, det är bara de rörliga fraktionerna av fosfor (mobil och labil organisk fosfor) som bidrar till internbelastning och påverkar vattenkvaliteten negativt. Att använda totalfosfor är en inaktuell metod för att klassificera påverkan av fosfor i sjösediment.

Tabell 2. Totalfosforhalter (summa fraktioner, mg/g torr sediment) i Molkomsjöns sediment år 2017

Nivå cm	Mol 1	Mol 2	Mol 3	Mol 4	Mol 5	Mol 6	Mol 7	Mol 8	Mol 9	Mol 10	Mol 11
	mg P/g TS										
0-2	1,83	1,56	1,29	1,59	1,63	1,49	1,58	1,68	1,45	1,37	1,41
2-4	1,76	1,40	1,02	1,25	1,54	1,33	1,48	1,45	1,24	1,20	0,97
4-6	1,78	2,18	1,00	1,20	1,52	1,52	1,33	1,33	1,04	1,20	0,99
6-8	1,65	1,33	0,80	1,18	1,31	1,27	1,28	1,36	1,09	0,90	0,78
8-10	1,49	1,29	0,67	1,20	1,40	1,40	1,16	1,38	1,09	0,64	0,70

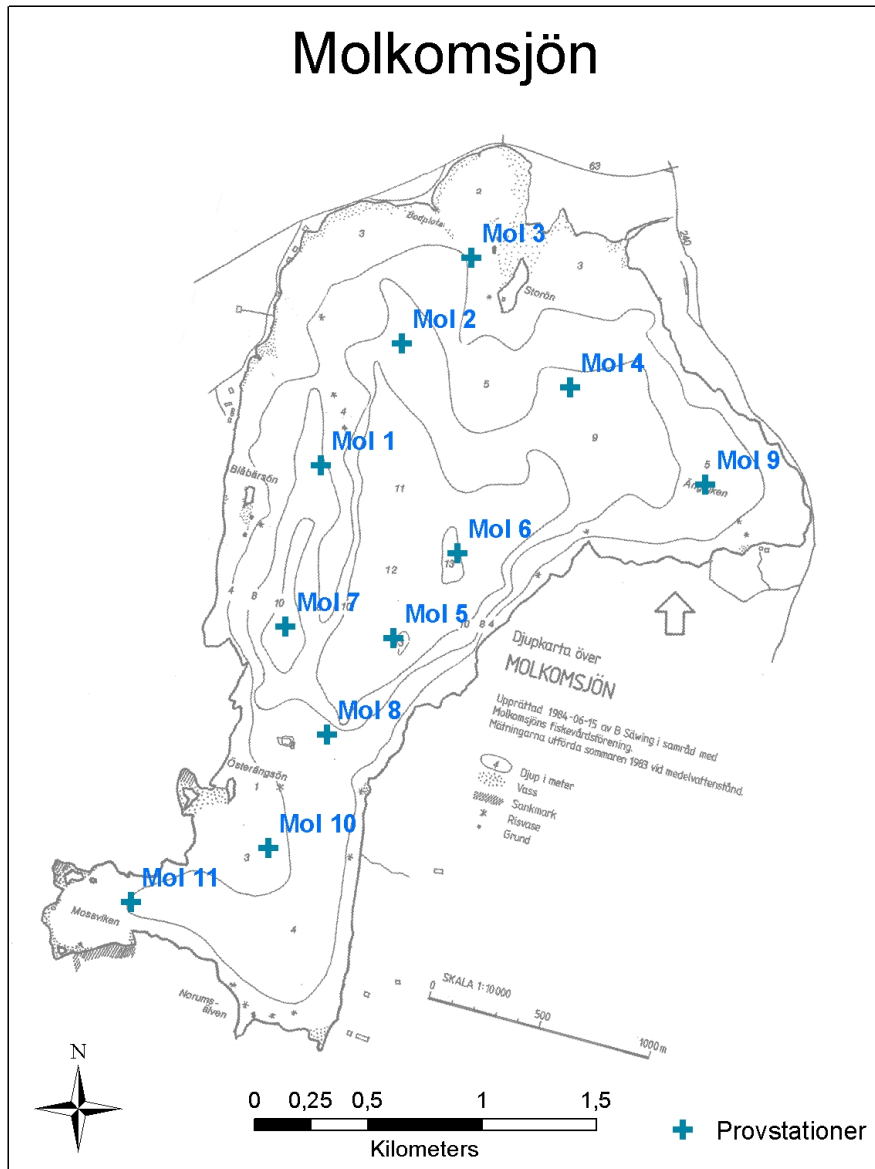
< 1,5	1,5-2,1	2,1-3,1	3,1-4,1	≥4,1
Mycket låg	Låg	Måttligt	Hög	Mycket hög

3.1 Mobil (rörlig) fosfor

Totalt provtogs 11 sedimentproppar från Molkomsjön och varje propp delades upp i 8 delar (88 prover i totalt, Figur 2).

Den läckagebenägna, mobila andelen fosfor i sedimenten (d.v.s. den fosfor som kan frigöras till vattenmassan) återfinns i tre fosforfraktionerna (1) löst bunden/porvatten fosfor, (2) järnbunden fosfor och (3) organisk fosfor.

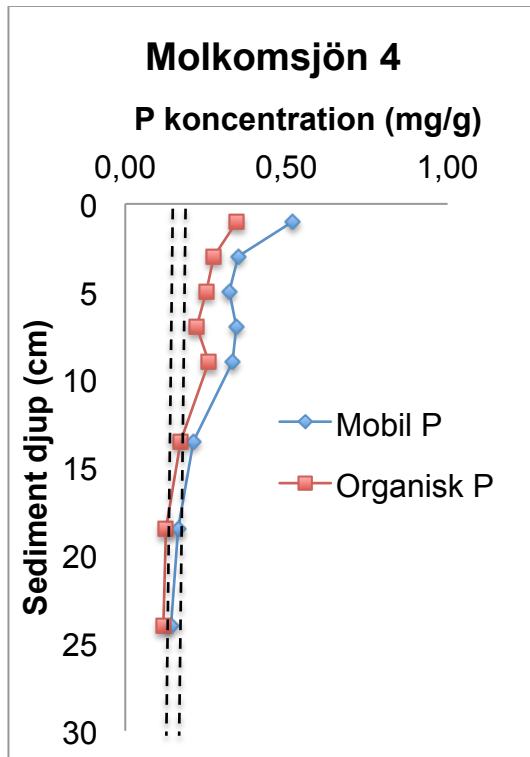
Löst bunden/porvatten och järnbunden fosfor frigörs under syrgasfattiga förhållanden. Dessa två fraktioner kallas för mobil fosfor eftersom de bidrar direkt till internbelastning. Man kan också uppskatta potentiell internbelastning av fosfor med de här fosforformerna i de allra yttersta centimetrarna av sedimenten (Huser and Pilgrim 2014) vilket beskriver potential för internbelastning under maximal påverkan (t.ex. vid syrgasbrist, höga temperaturer, m.m.).



Figur 2. Provtagningsstationer i Molkomsjön. Djupkarta från 1984.

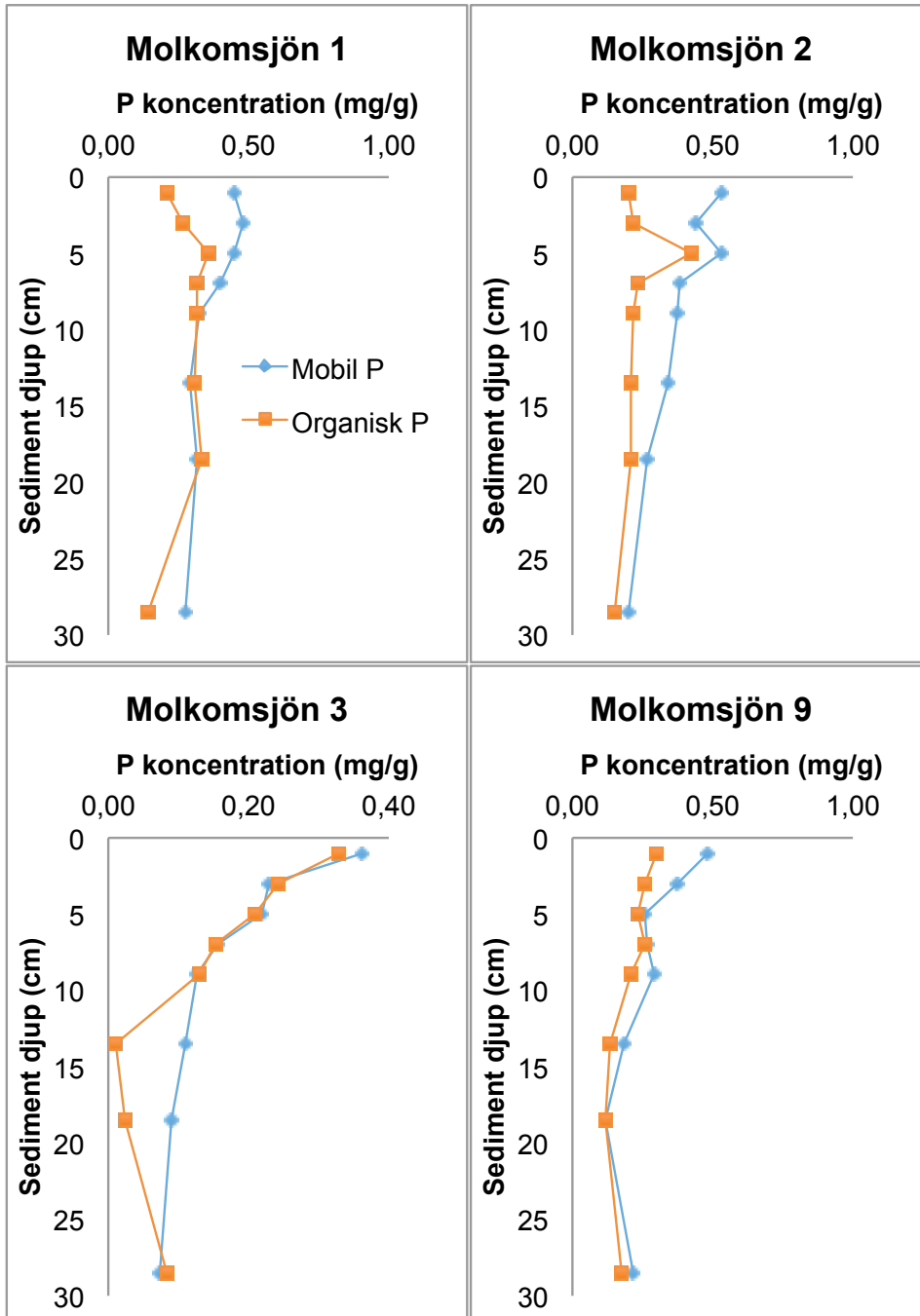
Organisk fosfor återfinns i fraktionen NaOH org-P och kan också frigöras men endast efter nedbrytning. Koncentrationen av denna form minskar vanligtvis med ökande sedimentdjup (ökande ålder) vilket indikerar att den frigörs till vattnet. En rest av dessa fosforfraktioner finns dock kvar även i djupare skikt. *I djupare sedimentskikt stabiliseras organisk (och mobil) fosfor kring en lägre halt vilket indikerar att frigörelsen av fosfor har upphört och att enbart inerta fosforformer finns kvar* (Figur 3). Denna stabilisering sker oftast vid ett sedimentdjup på mellan 4 och 15 cm. Det här djupet anses också vara det "aktiva" sedimentdjupet, det vill säga den delen av sedimentet som interagerar med vattenmassan och som används för att beräkna mängden fosfor i

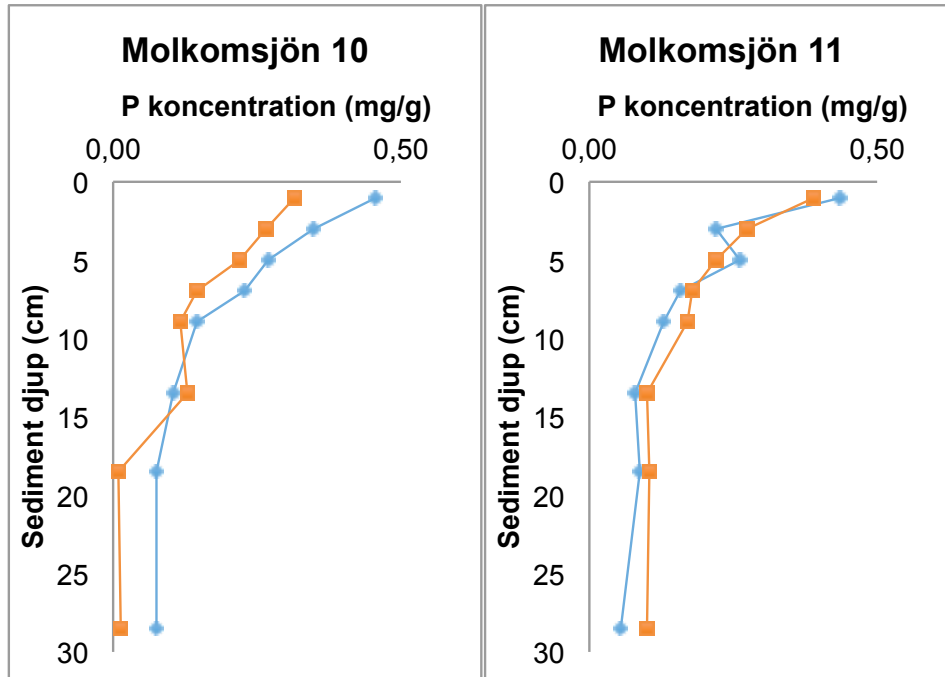
aktiva djupet (enheten g/m²). Man summerar alltså mängden fosfor som finns i det aktiva djupet för att beräkna massan som måste behandlas eller tas bort för att minska internbelastning.



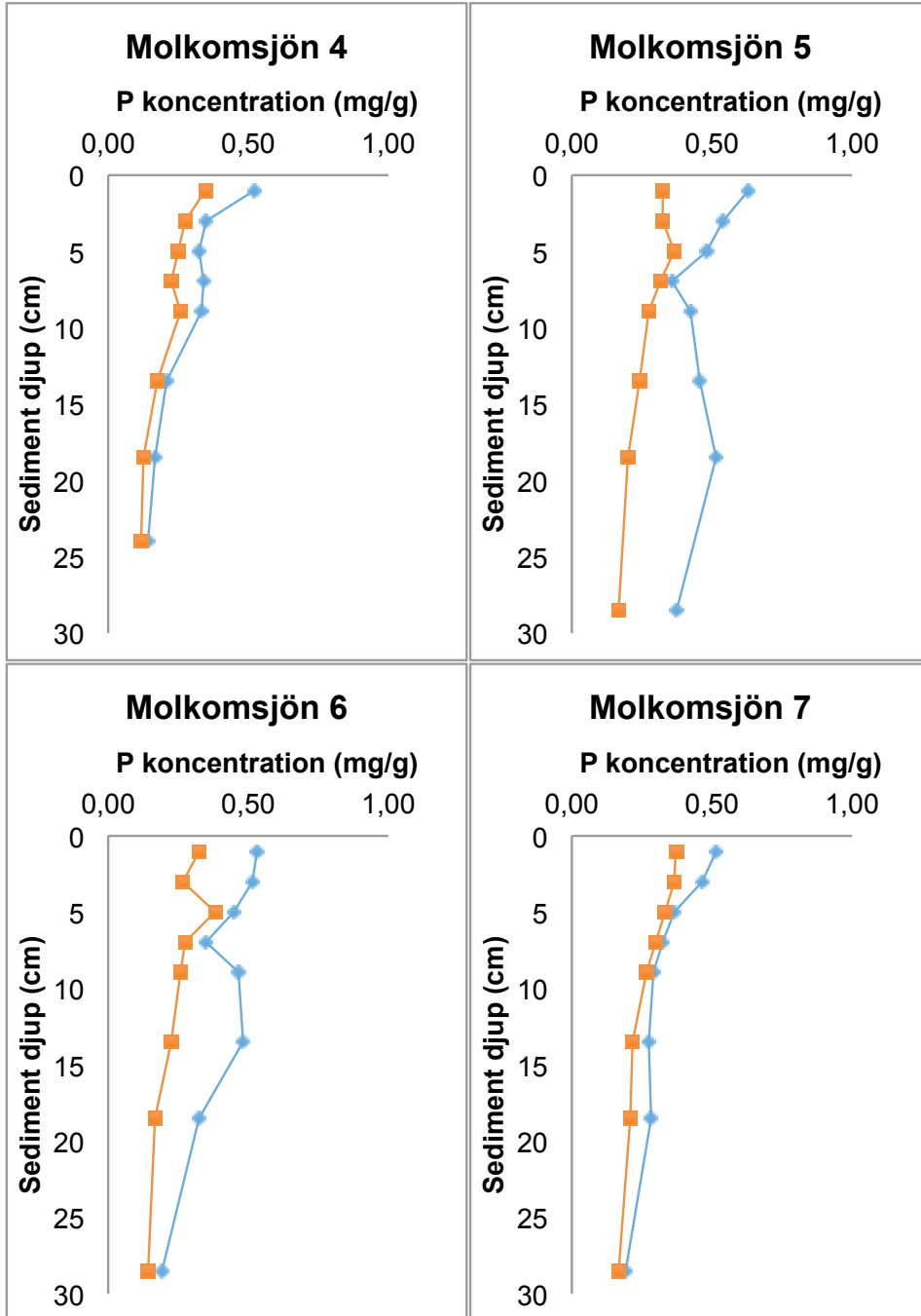
Figur 3. Mobil och organisk fosfor i propp 4 från Molkomsjön. Bakgrundskoncentration för organisk och mobil fosfor visas med streckade linjer.

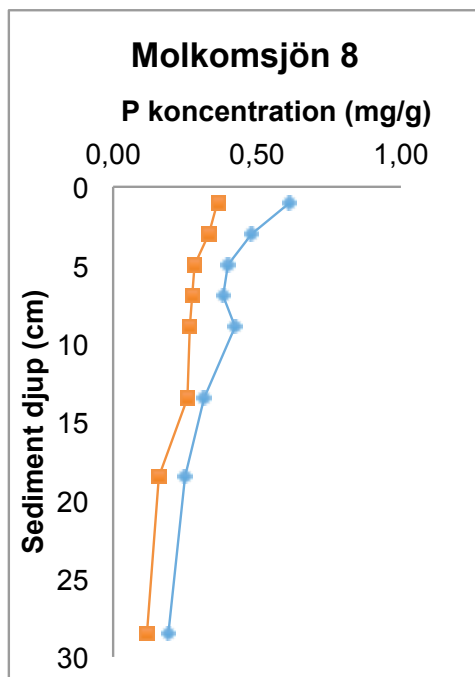
Fosforkoncentrationen (mobil och organisk P) i sedimenten var högst vid sedimentytan och minskade med ökande sedimentdjup i samtliga proppar (Figur 4 och 5 och Bilaga A).





Figur 4. Mobil och organisk fosforkoncentration i grundare (proppar Molkomsjön 1 - 3 och 9 - 11) delar av sjön.





Figur 5. Mobil och organisk fosforkoncentration i djupare (proppar Molkomsjön 4 - 8) delar av sjön.

Fosformassan (de rörliga fraktionerna, d.v.s. porvatten, löst bunden och järnbunden fosfor) i sedimenten modellerades med hjälp av verktyget Geostatistical Analyst i ArcGIS (version 10.2).

Oftast är det de syrefattiga delarna av sjön som bidrar mest till internbelastning, men sediment i grundare delar är också viktiga på grund av två anledningar. För det första, sedimenterar mycket fosfor över hela sedimentbotten i övergödda sjöar. Nytt material som sedimenterar på erosionsbenägna transportbottnar når eventuellt djupare delar av sjön (akkumulationsbottnar) där fosfor frigörs till vattnet. Behandlar man enbart de djupare delarna av en sjö som ofta är syrgasfattig, lämnar man dock mycket fosfor obehandlat i grundare delar som inte har hunnit nå de djupaste delarna av sjön. I vissa fall (sjöar med branta bottnar) är detta inte ett problem, men i sjöar med stor andel grunda bottnar kan mycket fosfor lagras och sen transporteras till djupare delar. *Stora delar av Molkomsjön med vattendjup > 4m har potential för ackumulering av sediment (enligt våra analyser av vattenhalt och organiskt material)* förutom den nordöstra delen (där propp Mol 9 hämtades) och den västra sidan där lutningen är brant (runt 10 m djupkurva). Det finns också potential för transport av sediment från grunda delar till djupare delar på grund av vind och interna vågor.

Syrgasfattiga förhållanden kan också förekomma i grundare delar av sjöar, särskilt under natten när vindhastigheten är lägre och produktionen av syrgas av alger i vattnet slutar. Detta sker ganska fort i grunda delar av övergödda sjöar och medför att fosfor frigörs i

vattenmassan och omedelbart blir tillgängligt för alger m.m. På grund av detta kan det också vara viktigt att behandla rörlig fosfor i grunda sjöars sediment eller i grundare delar av djupa sjöar.

3.2 Internbelastning av fosfor

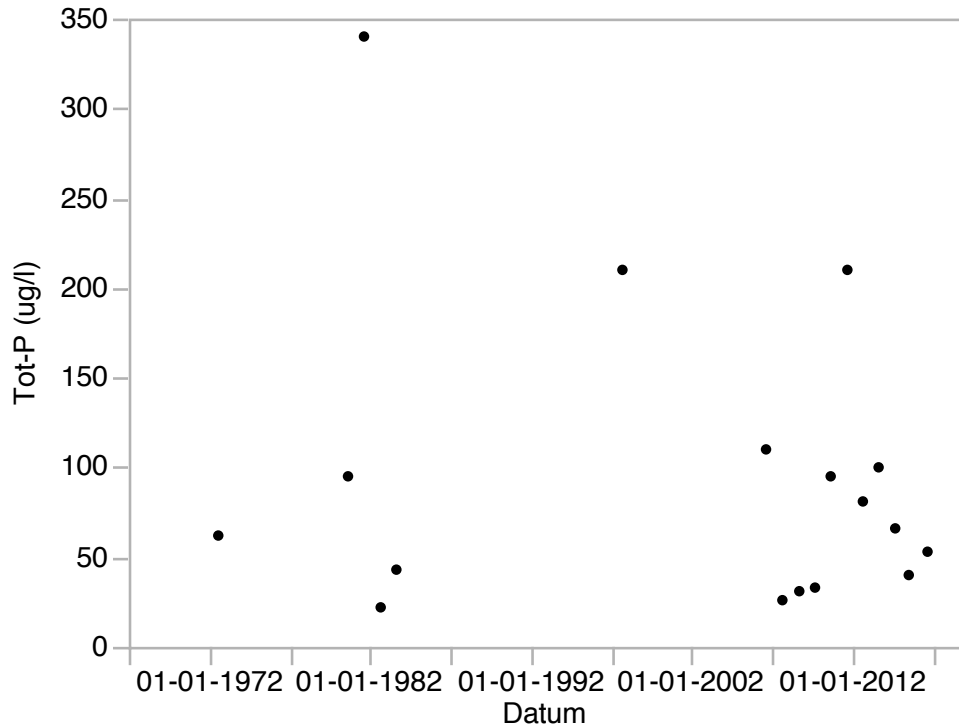
3.2.1 Vattenkemiska data

Det finns indikationer på förhållanden som kan driva internbelastning av fosfor i Molkomsjön även om det är svårt att detektera sådana förhållanden i en sjö med hög omblandning och som bara provtagits 1-2 gånger per år. Både syrefattiga förhållanden (mindre än 2 mg/L) och höga fosfor halter i bottenvattnet har mätts ett flertal gånger sedan 1980 (Tabell 3).

Tabell 3. Totalfosfor halter i bottenvattnet (< 10 m vattendjup).

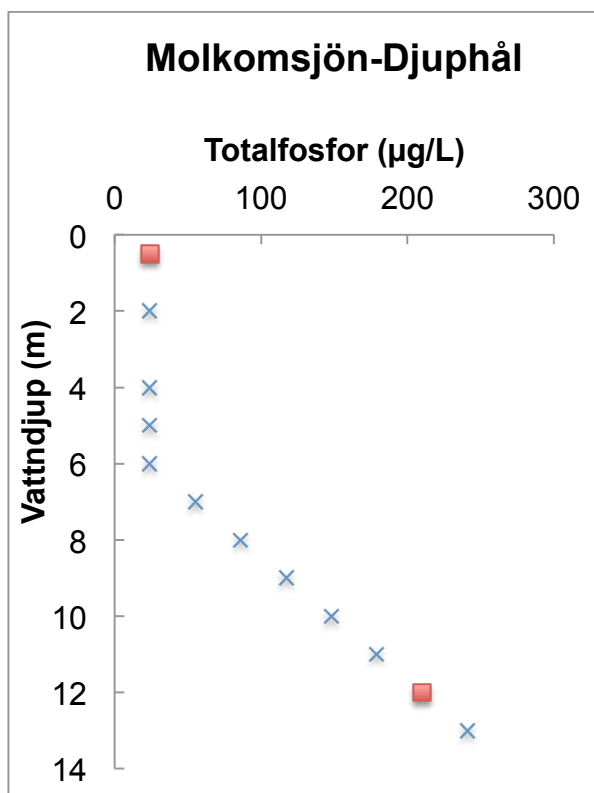
Nivå	Tot-P (ug/l)	År
Bottenvatten	100	2013
Bottenvatten	110	2006
Bottenvatten	210	1997
Bottenvatten	210	2011
Bottenvatten	340	1981

Totalfosforhalterna i bottenvattnet varierade mycket under mätperioden (1971-2016) men ingen tydlig trend observerades (Figur 6).



Figur 6. Totalfosforhalt (Tot-P) i bottenvattnet av Molkomsjön (>10m vattendjup). Observera att värden nära 350 $\mu\text{g/L}$ kan vara fel registrerat.

En grov uppskattning av internbelastning gjordes med vattenkemiska data från 1997 och 2011 när totalfosfor i bottenvattnet nådde 210 $\mu\text{g/L}$. Eftersom bara yt- och bottenvatten (0,5 respektive 12m) provtagits, uppskattades koncentrationer på andra djup enligt figur 7. Internbelastning uppskattades bara för områden med vattendjup ≥ 8 m.



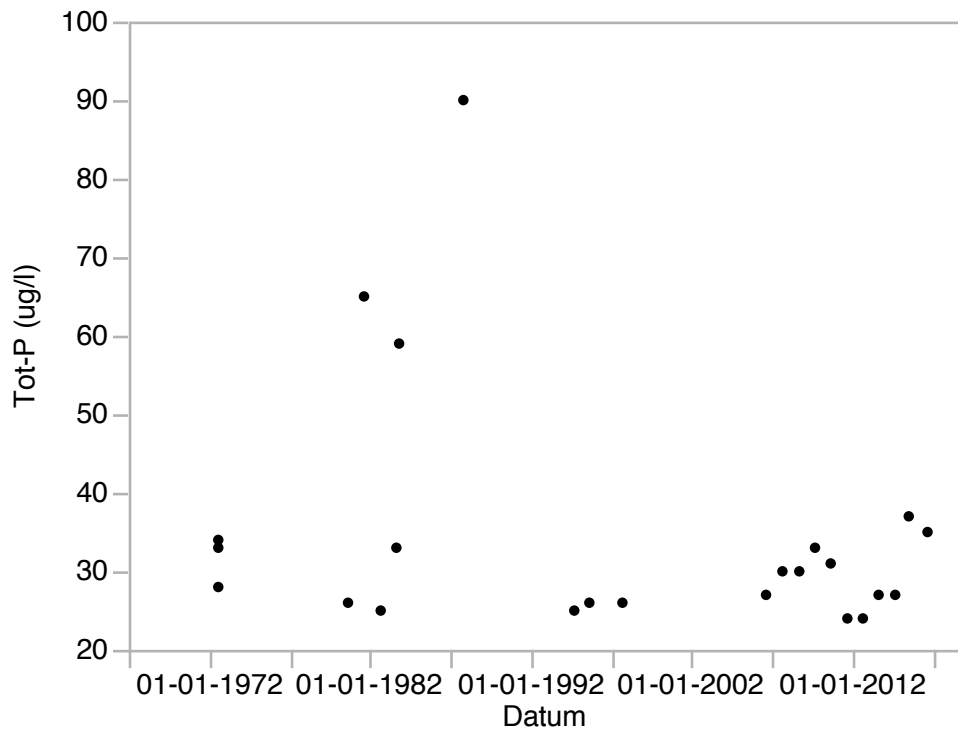
Figur 7. Uppskattade halter av totalfosfor i Molkomsjöns djuphåll. De fyrkantiga symbolerna indikerar uppmätta koncentrationer av totalfosfor.

Interbelastningshastigheten beror på hur lång tid sjön varit skiktad och koncentration av fosfor i vattnet (Tabell 4). Eftersom bara en provtagning gjordes under sommaren är det omöjligt att göra en exakt uppskattning av internbelastningshastighet för åren 1997 och 2011, men det är troligt att den låg någonstans mellan 2,7 och 8,0 mg/m²/d. Det är också omöjligt att veta om sjön skiktades flera gånger under sommaren, vilket i så fall skulle öka tillgänglighet av fosfor i ytvattnet.

Tabell 4. Uppskattad internbelastning i Molkomsjön med hjälp av vattenkemiska data från 1997 och 2011.

Dagar sjön varit skiktad	Internbelastning (mg/m ² /d)
30	8,0
60	4,0
90	2,7

Totalfosfor i ytvattnet varierade under mätperioden (1971-2016) men ingen tydlig trend observerades (Figur 8). Under de senaste fem åren har halterna varierat mellan 24 och 37 µg/L under sommarperioden.



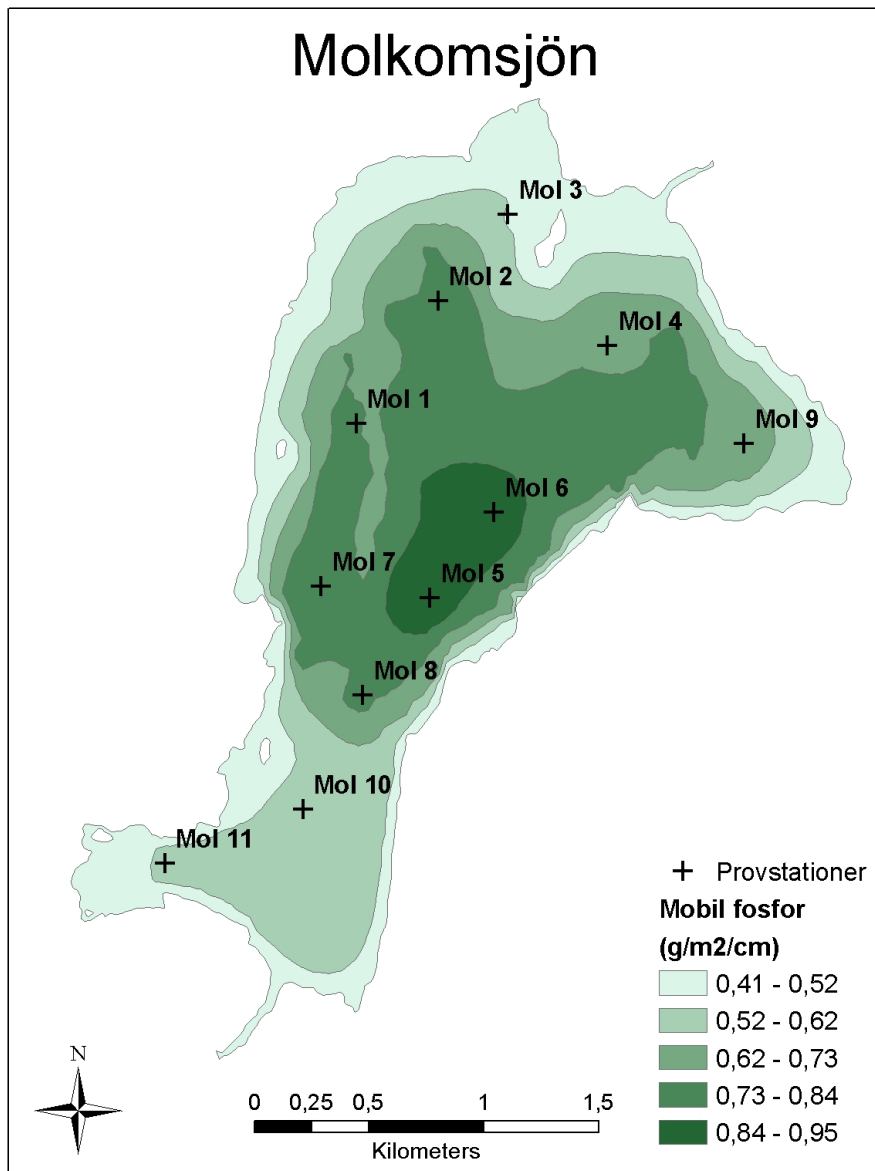
Figur 8. Totalfosfor (Tot-P) i ytvattnet av Molkomsjön (< 2m vattendjup).

3.2.2 Sediment data

3.2.2.1 Mobila former av fosfor

Medelvärdet av fosformassan (enhet g/m²/cm) var högre i djupare delar jämfört med grundare delar av sjön (Figur 9). Detta är ganska vanligt, särskilt i övergödda sjöar. *Modellen stämde ganska väl överens med de uppmätta fosforhalterna i sedimenten, förutom proppen som hämtades vid provtagningspunkt Mol 10. Det är möjligt att avvikelserna är på grund av en fosforkälla i närområdet, men det skulle även kunna vara på grund av naturlig variation i sedimenten.* För att säkerställa orsaken krävs mer data. Avvikelsen mellan Mol 10 och modellerade värden var dock inte stor (ca. 10%).

Medelvärdet av fosformassan användes tillsammans med aktivt sedimentdjup (de lager av sediment som interagerar med sjövattnet) för att beräkna potentiell internbelastning (Tabell 5).



Figur 9. Provstationer och mobil sedimentfosfor i Molkomsjön

Fosformassan (totalmassa av rörliga former, eller mobil fosfor) i de yppersta 6-10 cm var högst i de djupare delarna av sjön och nådde 7,1-7,6 g/m² i den djupaste delen. (Tabell 5). Halterna minskade sedan med minskat vattendjup och näringsfattigare sediment (Figur 9 och Tabell 5) och varierade mellan 2,9 och 5,4 g/m² i de grundare delarna av Molkomsjön.

Potentiell internbelastning var hög och uppnådde som mest mellan 12,7 och 13,7 mg/m²/d. Även i de grundare delarna av sjön var potential för internbelastning måttlig eller ganska hög (6-9,5 mg/m²/d).

Tabell 5. Mobil fosformassa och potentiell internbelastning enligt Pilgrim et al. (2007). Aktivt sedimentdjup och medel fosformassa (g/m²/cm) användes för att beräkna total mobil fosformassa (g/m²).

Propp	X	Y	Aktivt- djup	Mobil fosfor	Intern- belastning	Mobil fosfor	Vatten- djup
	RT90		cm	g/m ² /cm	mg/m ² /d	g/m ²	m
Mol 1	6609087	1381368	8	0,80	11,4	6,4	7,8
Mol 2	6609622	1381724	8	0,92	13,2	7,4	10,3
Mol 3	6609998	1382029	6	0,48	6,5	2,9	4,1
Mol 4	6609428	1382463	6	0,68	9,5	4,1	9,0
Mol 5	6608329	1381689	8	0,95	13,7	7,6	13,4
Mol 6	6608702	1381968	8	0,89	12,7	7,1	13,6
Mol 7	6608378	1381216	6	0,78	11,1	4,7	10,7
Mol 8	6607904	1381396	8	0,84	11,9	6,7	8,5
Mol 9	6609001	1383057	8	0,75	10,6	6,0	7,0
Mol 10	6607409	1381139	8	0,67	9,5	5,4	3,9
Mol 11	6607171	1380536	10	0,44	6,0	4,4	4,1

Medelvärdet för internbelastning över hela sjöns areal var 8,9 mg/m²/d. I de djupare delarna där risken för syrefattiga förhållanden är högst (> 8m vattendjup) var medelvärdet 10,8 mg/m²/d. Detta värde anses vara ganska högt jämfört med andra liknande sjöar (Tabell 6)

Tabell 6. Internbelastning i polymiktiska sjöar (grunda sjöar med hög omblandning) i USA och Sverige. Fet text indikerar svenska sjöar. Trofisk status hypertrof och eutrof betyder mycket höga fosfor halter respektive höga halter av fosfor.

Sjönamn	Internbelastning (mg/m ² /d)	Trofisk Status
Fountain-Dane Bay	13,6	Hypertrof
Södra Bergundasjön†††	13,5 (18 [^])	Hypertrof
South Twin	9,2	Eutrof/hyper
Fountain-Edgewater Bay	9,0	Hypertrof
Fountain-Bancroft Bay	8,1	Hypertrof
Norra Bergundasjön†††	7,5 (11,2 [^])	Hypertrof
Fountain-Main Bay	6,8	Hypertrof
North Twin	6,0	Eutrof
Molkomsjön	5,8 (10,8 [^])	Eutrof
Pickerel Lake††	3,9	Hypertrof
White Lake††	3,8	Hypertrof
Albert Lea Lake†,††	3,6	Hypertrof
Earley Lake	2,9	Eutrof
Trummen†††	1,1 (2,5 [^])	Mesotrof

††500-1500 kg/ha karp

†††Huser and Köhler 2014

[^]Modellerade värden (Pilgrim et al. 2007)

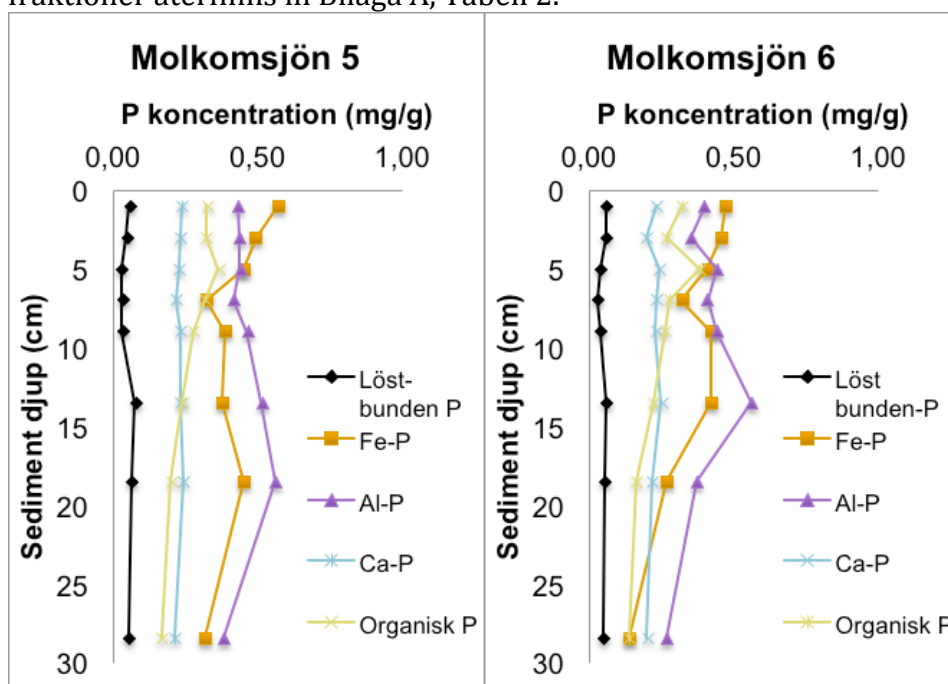
Organisk fosfor finns också i sedimenten (Tabell 7) och en del av denna fraktion (labil organisk fosfor) blir mobil efter nedbrytning. Organisk fosfor kan också orsaka internbelastning i grundare delar av sjön när temperaturen stiger (se sektion 3.2.3). Halten av organisk fosfor är vanligtvis högre i grundare delar av sjöar på grund av mer makrofyter, men beror också på hur brant sjöbotten är. Den här fraktionen är ofta viktig när man vill utforma/utveckla åtgärder för att minska internbelastning på ett långsiktigt och hållbart sätt

Tabell 7. Labil organisk fosfor i Molkomsjöns sediment.

Propp	X	Y	Vatten Djup	Labil organisk P
	RT90		m	g/m ²
Mol 1	6609087	1381368	7,8	2,3
Mol 2	6609622	1381724	10,3	3,3
Mol 3	6609998	1382029	4,1	2,4
Mol 4	6609428	1382463	9,0	1,7
Mol 5	6608329	1381689	13,4	2,6
Mol 6	6608702	1381968	13,6	2,7
Mol 7	6608378	1381216	10,7	2,0
Mol 8	6607904	1381396	8,5	2,8
Mol 9	6609001	1383057	7,0	2,5
Mol 10	6607409	1381139	3,9	3,7
Mol 11	6607171	1380536	4,1	2,5

3.2.2.2 Andra fosfor former

Aluminium och kalcium bunden fosfor anses som stabila former i sediment under neutrala pH förhållanden (pH = 5,5 – 9,5). Alla fraktioner presenteras för propp Mol 5 och Mol 6 (Figur 10) och alla data för alla fraktioner återfinns in Bilaga A, Tabell 2.

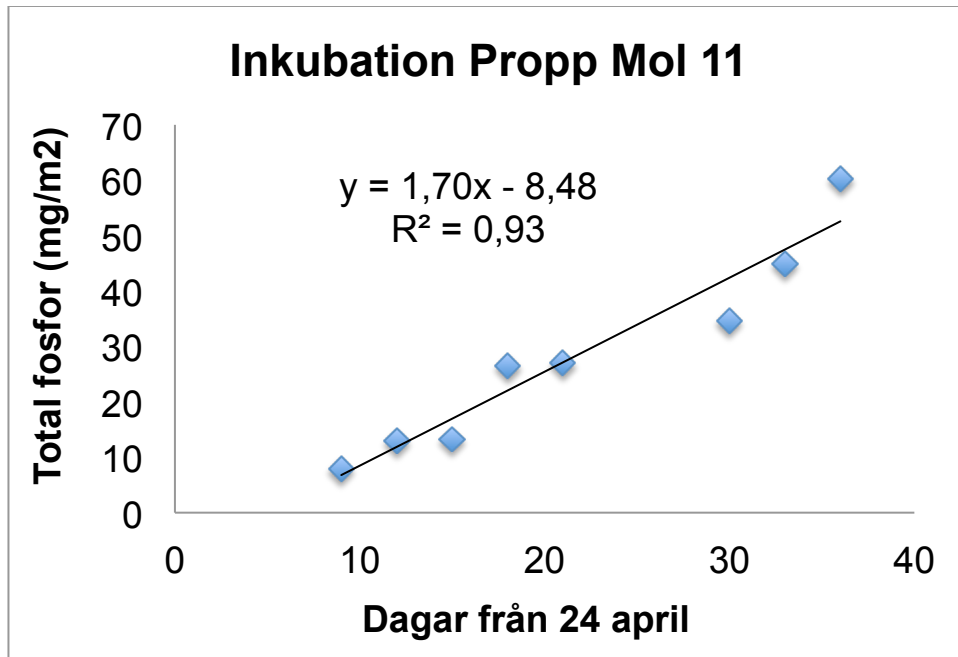


Figur 10. Fosforfraktioner i sediment hämtades på Molkomsjön 5 och 6.

3.2.3 Inkubationsförsök

Två sedimentproppar hämtades från djuphålet (Mol 6, Figur 2) och ett grunt område (Mol 11, Figur 2) i Molkomsjön. Längden på rören var 50

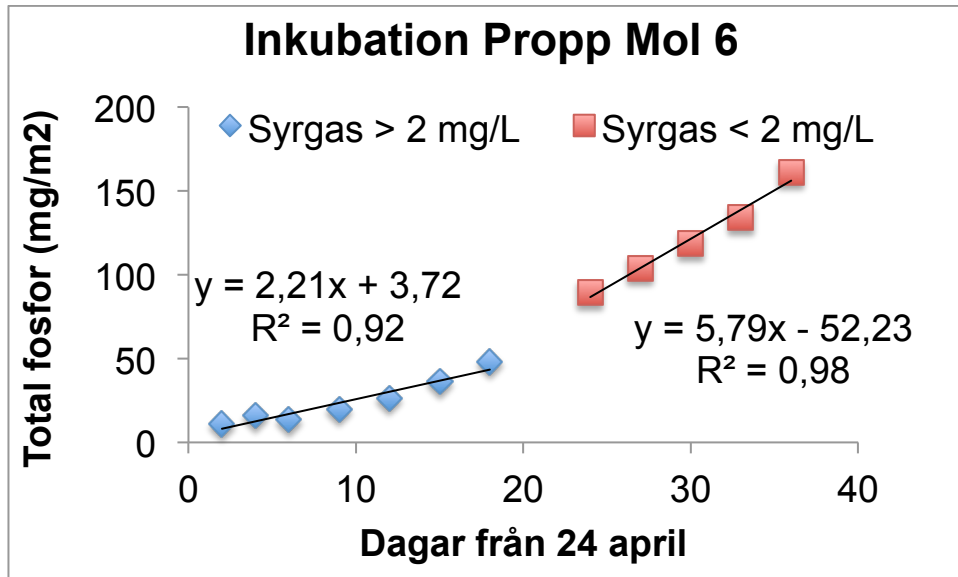
cm och ca. 15 cm sediment med 25 cm vatten ovanpå provtogs, kördes tillbaka till SLU och inkuberades. Syrgashalt och totalfosfor i vattnet analyserades varannan till var tredje dag.



Figur 11. Mängden fosfor (mg/m²) i vattnet ovan sedimentet i inkubationspropp Mol 11.

Internbelastningshastigheten var 1,7 mg/m²/d i sedimentet från den grundare delen av sjön (Mol 11, Figur 11). Syrgashalten var 7,4 mg/L när försöket började och 4,9 mot slutet. Ökningen av fosfor i vattnet över tid orsakades antagligen av nedbrytning av organiskt material. I djuphållet varierade internbelastningshastigheten med förändringar i syrgashalt (Mol 6, Figur 12). Syrgashalten i vattnet minskade från 7,2 mg/L i början av försöket till 0,02 mg/L mot slutet. När vattnet ovan sedimentet var syrerikt var internbelastningen av fosfor 2,2 mg/m²/d på grund av nedbrytning av organiskt material.

När syrgashalten var <2 mg/L, ökade internbelastningen till 5,8 mg/m²/d. Under syrefattiga förhållanden släpps fosfor också från järn i sedimenten. Detta är en vanlig process i näringsrika och övergödda sjöar under sommaren.



Figur 12. Mängden fosfor (mg/m^2) i vattnet ovanpå sedimentet i inkubationspropp Mol 6 (djuphållet) under syrerika ($> 2\text{mg}/\text{L}$) och syrefattiga ($< 2\text{mg}/\text{L}$) förhållanden..

Resultaten visar att när sjön skiktas i 3 veckor eller längre kan internbelastning av fosfor öka och troligtvis påverka vattenkvaliteten negativt. När sjövattnet är syrerikt är internbelastning relativt låg. Huser et al. (2016) visade att internbelastning av fosfor i näringsrika (eutrofa) polymiktiska sjöar i genomsnitt var $6\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$.

4 Diskussion

Det finns tydliga indikationer på periodvis förhöjd internbelastning i Molkomsjön. Vatten och sedimentkemi stödjer att internbelastningen till viss del orsakar eutrofa förhållanden vilket också har visats i andra rapporter (Huser och Fölster 2013, Huser et al. 2016a). Medelvärdet av totalfosfor i yt- och bottenvattnet var 31 respektive 95 µg/L mellan 1980-2016 och totalfosfor i bottenvattnet uppnådde tre värden av >200 µg/L under denna period. Potentiell internbelastning, baserat på mobil fosfor i sedimenten, varierade mellan 6,6 och 13,7 mg/m²/d. Den uppskattade internbelastningen, baserat på vattenkemiska data, låg mellan 2,7 till 8,0 mg/m²/d (1997 och 2011). Enligt resultaten från inkubationsförsöket, varierade internbelastningen mellan 2,2 och 5,8 mg/m²/d (djuphållet) beroende på syrgasförhållandena i vattnet ovan sedimenten.

4.1 Internbelastning av fosfor i Molkomsjön

Periodvis (t.ex. när sjövattnet skiktas under sommaren) uppstår det låga syrgasförhållanden i Molkomsjön som kan orsaka förhöjd internbelastning av fosfor. Det kan dock vara svårt att detektera/mäta förhållanden som leder till internbelastning i sjöar med hög omblandning utan en mer regelbunden provtagning.

Sedimentläckage kan ske under korta perioder, varefter sjövattnet omblandas och fosfor transporteras till ytvattnet där näringen blir tillgänglig för alger. Om man provtar när sjön inte är skiktad, är det dock svårt att detektera indikationer på internbelastning.

Internbelastning av fosfor beror också på mängden järn i sedimentet. Vissa sjöar i Sverige har mycket järn i sedimenten som kan binda fosfor. Myrsmalm (som bildas vid utfällning av järnoxider och hydrider) finns runt om i Molkomsjön, vilket indikerar att det finns gott om järn i området. Järn kan reduceras (Fe^{3+} blir Fe^{2+}) och frigöra fosfor under syrefattiga förhållanden, men allt järn reduceras normalt inte på en gång. Om det finns tillräckligt mycket järn, kan den delen som inte reducerats fortfarande binda fosfor. Det är svårt att avgöra om dessa processer sker i Molkomsjön utan mer data, men inkubationsförsöket visar att det tar ca. tre veckor innan syrgashalterna är så låga att internbelastning av fosfor ökar till en nivå som anses vara förhöjd (Tabell 6 och Huser et al. 2016a).

När sjövattnet skiktas under längre perioder och sedan omblandas kommer ytvattenkvaliteten påverkas negativt av fosfor från

internbelastning. Men återigen är det mycket svårt att avgöra hur ofta detta sker med data från ett enda provtagningsfälle under sommarperioden.

Idag finns det inga bedömningsgrunder för internbelastning men när fosforhalten i bottenvattnet stiger under sommaren och når värden $\geq 100 \mu\text{g/L}$, är det en indikation på en förhöjd internbelastning av fosfor från sedimenten.

*När värden $\geq 200\text{-}300 \mu\text{g/L}$ uppmäts, finns det med stor sannolikhet problem med internbelastning. Detta orsakas ofta av **gamla synder**, d.v.s. det finns ett överskott av fosfor som har lagrats i sedimenten under tidigare perioder av hög externbelastning.*

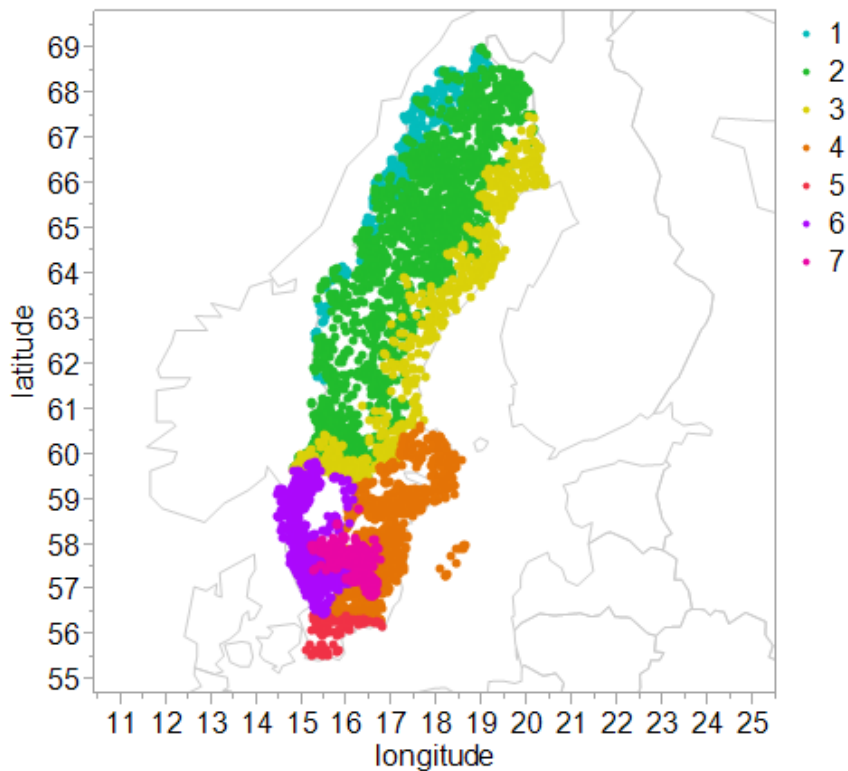
I sjöar med frekvent omblandning, kan mindre mängder av internbelastning ha lika stor negativ effekt på vattenkvaliteten som högre mängder i djupa sjöar (Huser et al. 2016a). I djupa sjöar kontrollerar diffusion (generellt) hur mycket fosfor från bottenvattnet når ytvattnet. Under sommaren når bara en delmängd fosfor som läckt från sedimenten ytvattnet där den blir tillgänglig för alger.

I sjöar med frekvent omblandning, såsom Molkomsjön, blir huvudparten av all fosfor som läcker från sedimenten tillgängligt. Den här processen sker några gånger per år beroende på väderförhållanden och sjömorfologi.

En riskmodell för internbelastning kommer snart att utvecklas inom ett EU Life projekt. Denna modell ska kunna användas för att bedöma om risken är hög eller låg för problem med internbelastning i svenska sjöar. Modellen utvecklas i år och blir troligtvis färdig i slutet av året.

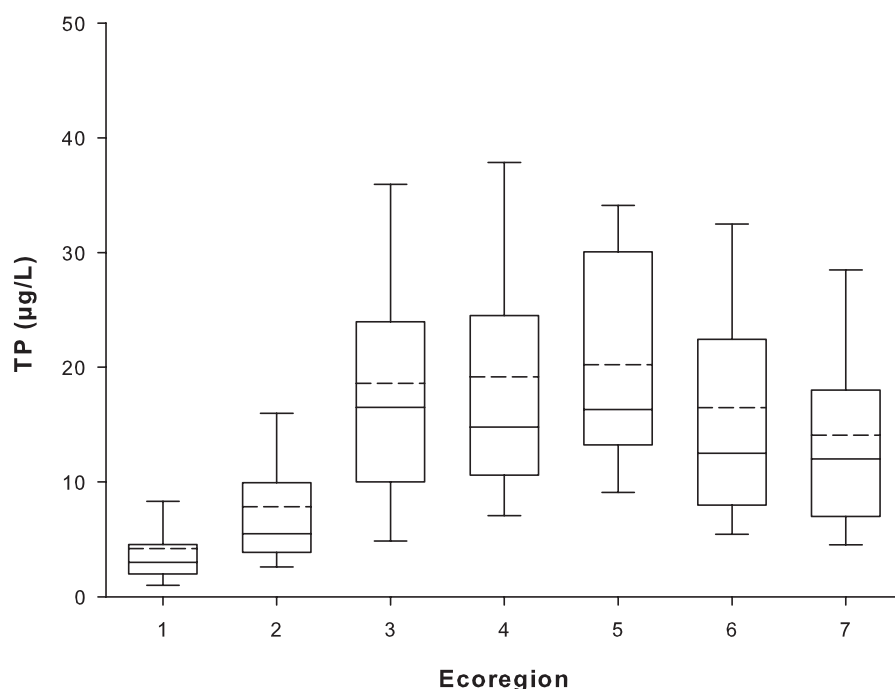
4.2 Status klassning av Molkomsjön

Resultat från provtagningar inom miljöövervakningsprogrammet Omdrev visar att Molkomsjön har förhöjda halter av fosfor och koncentrationer av total fosfor har uppmätts till $36 \mu\text{g/L}$ (2007-11-25) och $40 \mu\text{g/L}$ (2013-10-20) under mätperioden. Molkomsjön ligger i Ekoregion 3, "Norrlands kust, under högsta kustlinjen" (Naturvårdsverket, 2006 Figur 13).



Figur 13. Ekoregioner i Sverige (Naturvårdsverket 2006).

Enligt nya modeller för bedömningsgrunder som för närvarande är under utveckling (SLU 2017, se Huser och Fölster 2013 för underlag), ligger båda mätningarna inom Omdrevsprogrammet strax över den 90:e percentilen för totalfosfor i opåverkade sjöar i Ekoregion 3 (Figur 14), vilket innebär att Molkomsjön är måttlig eutrof (närringsrik). Detta betyder att det finns en förhöjd extern- eller internbelastning, eller både och.



Figur 14. Boxplot för total fosfor i opåverkade (endast grunda) sjöar i varje Ekoregion i Sverige. Streckade och hela linjer representerar medel respektive medianvärden för totalfosfor. Boxens övre och nedre kanter representerar 25:e och 75:e percentilen. Linjerna ovanför och under rutan representerar 10:e och 90:e percentilen, vilket innebär att 10% av sjöarna ligger under 10:e percentilen (lägre TP halter) eller över 90:e percentilen (högre TP halter). Observera att data är preliminära.

4.3 Åtgärder för att minska internbelastning

Det finns ett antal alternativ för kontroll av intern fosforbelastning i sjöar och de flesta av dessa beskrivs närmare i Cooke m.fl. (2005). Alternativen samt hur väl de fungerar diskuteras nedan.

4.3.1 Hypolimnisk avtappning

Hypolimnisk avtappning innebär att man direkt avlägsnar fosforrikt bottenvatten. Vattnet avlägsnas och skickas vidare nedströms eller behandlas och återförs till sjön. Fördelen med denna teknik är att man kan avlägsna vatten med höga fosforhalter, med den indirekta fördelen att man tar bort vatten utan syrgas, vilket kan minska potentialen för internbelastning. Det finns dock ett antal nackdelar med denna metod. För det första har syrgasfattigt vatten en stark, obehaglig lukt (ruttna ägg) som orsakas av svavelväte. På grund av lukten måste systemet ofta stängas under sommaren (när internbelastning är störst). För det andra minskar vattennivåerna om vatten inte återförs till sjön, vilket bland annat kan leda till stranderosion. Om vattnet däremot behandlas och återförs till sjön, kan en förhöjd vattentemperatur destabilisera vattenmassan och genom omblandning transportera återstående fosfor

i hypolimnion till ytan. Hur lång tid som behövs för att nå en acceptabel nivå av internbelastning är dock svårt att förutsäga utan grundlig undersökning av sediment och modellering av systemet. Det här alternativet är också mindre effektivt i grunda sjöar på grund av polymiktiska (blandade) förhållanden.

4.3.2 Fastläggning av fosfor i sediment

Inaktivering av fosfor i sediment innebär att man omvandlar lösligt fosfor till en form som kan finnas kvar i sedimentet över tid. De två element som vanligtvis används är aluminium och järn, men kalcium har också använts i vattenförekomster med naturligt högt pH. Alla tre kan användas för att rena dricks- och avloppsvatten. Utöver tillsättning av järn behövs det i allmänhet att man luftar/syresätter vattnet. Detta görs för att förhindra järnreducering och efterföljande frisättning av fosfor vid låga syrgashalter. Aluminium kräver inte luftning eftersom det inte påverkas av syrgashalter och därför har använts oftast för att minska internbelastning av fosfor i sjöar. Båda elementen tillsätts oftast i vattnet där de bildar en fast form, blandas in i sedimentet naturligt, och sedan binder tillgängligt fosfor. *Både järn och aluminium har använts i ca. fem decennier i sjöar med varierande grad av effektivitet.*

Ända tills nyligen var doseringsmetoderna undermåliga och många sjöar (särskilt grunda sjöar) fick därför ett underskott av aluminium vilket ibland lett till alltför kortlivade resultat. Under senare år har dock bättre metoder utvecklats vilket ökat sannolikheten för mer bestående behandlingseffekter. Behandlingslivslängden har varierat från 4 till 42 år i skiktade sjöar och från mindre än 1 år till 15 år i grunda sjöar (Huser et al. 2016b). I vissa fall förväntas att livslängden når fler än 100 år. De studier som gjorts (t.ex. Rydin et al. 2000, Huser et al. 2011) visar på att åtgärden ur ett perspektiv har obegränsad livslängd. Det aluminium som tillsätts fastlägger nämligen fosfor i en kvot om vanligtvis ca 1:5 till 1:11 och denna fastläggning är att betrakta som permanent. Om man däremot ser till resultatet i olika behandlade sjöar så kan naturligtvis livslängden vara hur kort som helst på grund av för liten dos i relation till mängden mobiliserbar (rörlig) fosfor i sedimentet eller för hög pågående externbelastning.

En indirekt fördel med fastläggning av fosfor i sediment är att det sker en ökning (eller mindre minskning) av syrgas i bottenvattnet. Detta sker eftersom produktiviteten i sjön (d.v.s. tillväxten av alger) samt nedfallet av organiskt material till sedimenten minskar efter behandling.

Nackdelar inkluderar den allmänna uppfattningen att tillsats av aluminium och järn anses onaturliga kemiska behandlingar trots att båda elementen finns naturligt i både mark och sediment där de binder fosfor. Eftersom de flesta aluminium och järnsalter är något sura när de

läggs till vatten är det viktigt vara försiktig så att sjövattnets pH-värde inte understiger 6,0 eller överstiger 9,0 under behandling. Aluminium och järn kan bli lösliga vid låga pH-värden (5,5 eller mindre) eller mycket höga pH-värden (>9-9,5). Sådana pH-nivåer återfinns dock i allmänhet endast i försurade eller kraftigt eutrofierade sjöar.

Kalcium har också använts i sjöar men bindningen till fosfor är mest effektiv vid högre pH-nivåer och är därför bättre lämpad för användning i våtmarker eller andra system med höga pH-värden. Livslängden på kalciumbehandlingar i sjöar har visat sig vara kort, vanligtvis mindre än två år, förmodligen på grund av låga pH-värden (< 8) och en upplösning av kalcium-fosfor föreningar som följd (Cooke et al. 2005).

Bentonit leror används mer sällan (ett exempel heter Phoslock med lantan (en sällsynt jordartsmetall) som har sätts i leran), och mindre är känt om detta material förutom att det kostar mer jämfört med aluminium och järn. Det finns också problem med den här metoden om det finns löst organisk kol i vattnet (TOC eller DOC) och/eller låg alkalinitet, inklusive fiskdöd (Pablo et al. 2009, Gibbs et al. 2011). I detta fall, lantan, som är giftigt, frigörs i vattnet (Lurling et al. 2014) och kan stanna kvar i veckor eller månader (Pablo et al. 2009). De flesta sjöar i Sverige har tillräcklig mycket organisk kol (eller låg alkalinitet) för att orsaka sådana problem.

4.3.3 Biologisk manipulering

Biologisk manipulering innebär vanligtvis borttagning av stora, bottenlevande fiskarter och inkluderar ibland inplantering av rovfiskar. Bottenlevande fiskar ökar överföringen av näringsämnen från sedimentet via exkrement och fysisk störning av sedimentet. Avlägsnandet av dessa arter har därför visat sig förbättra vattenkvaliteten (Driver et al. 2005). Fördelarna med denna metod är jämförelsevis låga kostnader och ett förbättrat fiskesamhälle. Utan att fastställa det underliggande problemet (sediment fosfor), kommer dock internbelastningen av fosfor sannolikt att fortsätta på något sätt. Det har också föreslagits att bottenlevande fiskarter skulle kunna minska effektiviteten av metoder som minskar internbelastning (Huser et al. 2016c) på grund av störning av sedimentet och en ökning av sedimentfosfors tillgänglighet. Hur långsiktig åtgärden är beror till stor del på om den tillfälliga förbättringen (ökad mängd djurplankton och bättre siktdjup m.m.) har förutsättningar att skapa mer varaktiga förbättringar (t.ex. utökad utbredning av makrofyter).

4.3.4 Syresättning/luftning

Luftning innebär att man tillsätter syre till bottenvatten eller ombländar vattenmassan vilket minskar fosforläckage. Det finns ett antal sätt att lufta bottenvattnet i sjöar (Cooke et al. 2005). En fördel

med denna metod är bättre förhållanden för fisk som kräver kallt vatten och höga syrgasnivåer. Luftning har lyckats öka syrgasnivåerna och minska internbelastningen i ett antal fall. I vissa fall har dock vattenkvaliteten inte förbättrats (i några fall har den till och med förvärrats) eftersom den kvarvarande fosfor i bottenvattnet når ytvattnet oftare. Därför måste utformningen av luftningssystem vara mycket exakt med avseende på mängden luftning som behövs för att hålla sedimentet syresatt samtidigt som man vill förhindra omblandning av vattenmassan. Sedimentet måste också ha en tillräckligt hög fosforbindningskapacitet för att förhindra fosforläckage, även under syresatta förhållanden. I sjöar med hög internbelastning är bindningskapaciteten i sedimenten ofta låg och därför skulle antingen järn eller aluminium behöva tillsättas för att minska fosforläckage från sedimenten.

4.3.5 Muddring

Muddring innebär fysisk borttagning av fosforrikt sediment från sjön. Den största fördelen med den här metoden är direkt borttagning av fosfor från sjön. Kostnaderna för att muddra sjöar belägna i tätort är dock i allmänhet oöverkomligt höga på grund av lagring och transport av muddermassor, om inte närliggande öppna ytor är tillgängliga för avvattning och lagring av sedimenten. Vattnet som rinner ur muddrade sedimenten måste också behandlas innan det kan återföras till sjön, vanligtvis med järn eller aluminium. Kostnader för hydraulisk muddring ligger typiskt någonstans mellan 5 till 10 euro per kubikmeter men kan nå upp till 30-50 euro per kubikmeter om mer specialiserade metoder används (på grund av föroreningar eller för att skydda nedströms områden) och/eller långa transporter avstånd krävs.

Även om muddring kan vara en effektiv metod är det i många fall inte ett kostnadseffektivt alternativ för att minska internbelastning på grund av de höga kostnaderna jämfört med andra åtgärder. Massor av biota (t.ex. bottenfauna) också tas bort från sjön. Ofta blir inte resultaten bra heller, eller åtminstone inte tillräckligt bra för att nå uppsatta vattenkvalitetsmål (t.ex. Växjösjöarna: Huser et al. 2016a). Det är också svårt att sälja (eller ge bort) sedimenten på grund av höga halter av föroreningar (såsom tunga metaller) och relativt låg fosforhalten (d.v.s mycket mindre än vanligt gödsel). Men om det finns mycket jordbruksmark nära sjön där man kan återanvända sedimenten direkt, kan det vara ett rimligt alternativ.

4.3.6 Naturlig återhämtning

Sjöar kan återhämta sig från extern fosforbelastning och fosforackumulering i sediment över tid om antalet externa fosforkällor minskas. Detta är dock särskilt svårt i tätort och återhämtningen kan ta årtionden eller längre (Sas et al. 1990).

Det är svårt att förutsäga när, eller om, en naturlig balans återfås med avseende på internbelastning. Även om naturlig återhämtning är det uppenbart billigaste alternativet, är problemet tidsramen för att uppnå ett mål, särskilt när det gäller att uppfylla miljökvalitetsmålen.

Naturlig återhämtning utgör också en miljöbelastning på nedströms liggande vattenförekomster. Man har dock kunnat visa att fosfor minskar i många opåverkade skogssjöar i Sverige på grund av klimat och minskat nedfall av surt regn (Huser et al. 2018), vilket är två faktorer som påverkar mer eller mindre alla sjöar i Sverige. Dessutom kostar det generellt mer pengar per kg borttagen (eller bunden) fosfor när man närmar sig gränsen mellan höga och låga näringsämnen. Det är ganska lätt att minska fosfor från 100 µg/L till 80 µg/L i en sjö, men det blir svårare (d.v.s. det kostar mer pengar) att minska koncentrationen från till exempel 40 µg/L till 20 µg/L. Det är generellt på grund av jämvikts processer som påverkar tillgänglighet av näringsämnen.

4.4 Konsekvenser av minskade halter av fosfor

Produktiviteten i en sjö ökar när tillgång till näringsämnen ökar. Om man har för mycket eller för lite näringsämnen påverkar det artsammansättning negativt. Om fosfor minskar, kan artsammansättningen (t.ex. fisk, bottenfauna och vattenlevande växter) blir mer likt vad man ser i näringsfattiga sjöar. Gös och abborre trivs till exempel mer i grumligt, grunt vatten än i klara vatten med låga halter av näringsämnen. Tvärtom är öringen beroende av djupare sjöar med kallare vatten, lägre näringsämnen, och högre syrgasnivåer.

Ett exempel är Vänern där fiskbeståndet verkar ha minskat i den norra delen. En hypotes är att vattnet som rinner till sjön är "för rent" på grund av reningsverk som ligger uppströms och kanske några andra påverkningar i avrinningsområdet. Det är bevisat att fosfor har minskat i Vänern (Wilander and Persson 2001) och det kan givetvis ha påverkat artsammansättningen i sjön. Sediment från Vänern analyserades för fosfor bunden till aluminium (Al-P) och aluminium (som används i reningsverket) år 2013 (Huser, opublicerade data). Resultaten visade inga tydliga tecken av förhöjda halter av Al-P eller aluminium (vilket skulle minska tillgängligheten) nedströms Klarälven. Man har dock kunnat visa att växtplankton (alger) har ökat medan fosfor har minskat i Vänern (Weyhenmeyer and Broberg 2014), troligtvis på grund av klimat och minskad deposition av försurade ämnen. *Det är svårt att säga vad det är som sker i Vänern just nu utan mer data, men det har*

visat sig att för låga halter av fosfor inte heller är bra för biota i sjöar (Huser et al. 2018 och referenser där inne).

Det ska tydliggöras att det inte är naturligt att minska internbelastning till noll. Fosforläckage sker i nästan all sjöar (från näringsfattiga till näringsrika) under sommaren, förutom några sjöar som kalkats ofta. Som en del av ett EU Life projekt, som stöds av EU och HaV, kommer modeller att utvecklas som kan uppskatta naturlig internbelastning i olika typer av sjöar. Resultat kommer 2018 och modellerna är tänkta att underlätta beräkningen av adekvata mål för internbelastning av fosfor i sjöar i Sverige.

4.5 Rekommendationer

Det är mycket troligt att internbelastning av fosfor periodvis är förhöjd i Molkomsjön. Varma år kan algbloomningar utbryta vilket leder till badförbud vid Graningebadet. Det är dock svårt att bedöma påverkan på vattenkvaliteten eller att jämföra mängden internbelastning med mängden externbelastning av fosfor på grund av för få data. Sannolikt har dock externbelastningen minskat ganska mycket under de senaste åren på grund av förbättrande åtgärder i avrinningsområdet. För att kunna göra en bättre bedömning av vilken påverkan internbelastning av fosfor har på vattenkvaliteten, rekommenderar vi en utökad provtagning (april-september) som inkluderar:

- Syrgas, temperatur, och pH profiler i djuphålet (varannan vecka, varje meter)
- Provtagning av vatten och analys av total- och fosfatfosfor (minst en gång per månad på 3-4 olika djupnivåer)

För att jämföra internbelastning och externbelastning av fosfor och beräkna deras relativa påverkan på vattenkvaliteten i Molkomsjön, och för att prioritera åtgärder, rekommenderar vi att man (från april-september):

- Samma som ovan
- Mäta flöde, temperatur och pH samt analyserar fosfor (total och fosfatfosfor) i inflöden (minst en gång per månad men under båda högt och lågt flöde)
- Mäta/beräkna andra källor såsom diken som mynnar från jordbruks och andra utvecklade områden, dåligt fungerande (eller otillräckliga) reningsverk, m.m. som kan tillföra näringsämnen till sjön.
- Uppskatta fosfor i deposition med befintliga data
- Kör en enkel massbalansmodell för att beräkna mängden fosfor från olika källor

Förhållandena i Molkomsjön har varierat under de senaste åren och det betyder att mängden internbelastning också kommer variera i framtiden beroende på väderförhållanden och hur de påverkar vattenkemi (syrgas och pH) och fysiska förhållanden (temperatur och skiktning).

Vissa år kan internbelastningen vara en försumbar del av hela belastningen till sjön, men den kan också stå för en relativt stor del när sjön skiktas tillräckligt länge under sommaren. När internbelastningen står för en stor del av totala belastningen, är det sannolikt att det orsakar övergödning.

Referenser

- Cooke GD, Welch EB, Peterson SA, Nichols SA. 2005. Restoration and management of Lakes and Reservoirs. Boca Raton: CRC Press.
- Driver PD, Closs GP, Koen T. 2005. The effects of size and density of carp (*Cyprinus carpio* L.) on water quality in an experimental pond. Arch Hydrobiol. 163(1):117-131.
- Gibbs, MM, et al. 2011. Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: sediment incubations. Hydrobiol. 658:253–275
- Hupfer M, Gachter R, Giovanoli R. 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. Aquat Sci. 57(4):305-324.
- Huser BJ, Brezonik P, Newman R. 2011. Effects of alum treatment on water quality and sediment in the Minneapolis Chain of Lakes, Minnesota, USA. Lake Reserv Manage. 27(3):220-228.
- Huser BJ, Folster J. 2013. Prediction of Reference Phosphorus Concentrations in Swedish Lakes. Environ Sci Technol. 47(4):1809-1815.
- Huser, B.J. and Köhler, S. 2014. Granskning av åtgärdsförslag för att minska internbelastningen av fosfor i Växjösjöarna. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2014:7.
- Huser BJ, Pilgrim KM. 2014. A simple model for predicting aluminum bound phosphorus formation and internal loading reduction in lakes after aluminum addition to lake sediment. Water Res. 53(0):378-385.
- Huser, B.J., Löfgren, S. and Markensten, H. 2016a. Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2016:6
- Huser BJ, Egemose S, Harper H, Hupfer M, Jensen H, Pilgrim KM, Reitzel K, Rydin E, Futter M. 2016b. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. Water Res. 97:122-132.
- Huser B.J., Bajer P.G., Chizinski C.J., Sorensen P.W. 2016c. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. Hydrobiologia. 763(1):23-33.
- Huser, B.J., Futter, M.N, Wang, R., and Fölster, J. 2018. Persistent and widespread long-term phosphorus declines in Boreal lakes in Sweden. Science of the Total Environment. 613-614: 240-249. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.067>
- Håkanson L, Jansson M. 1983. Principals of lake sedimentology. Berlin: Springer-Verlag.

- Lurling M, Waajen G, van Oosterhout F. 2014. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. *Water Res.* 54:78-88.
- Naturvårdsverket 2006. Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. NFS 2006:1.
- Osgood RA. 1988. Lake Mixis and Internal Phosphorus Dynamics. *Arch Hydrobiol.* 113(4):629-638.
- Pablo, F., M. Julli, R. Patra, R. Sunderam, T. Manning, J. Chapman & N. Sargent, 2009. Toxicity of Phoslock a lanthanum-based clay product to fish and cladoceran. Australasian Society for Ecotoxicology, Adelaide, Australia, 20–23 September, 2009. Poster paper.
- Pilgrim KM, Huser BJ, Brezonik PL. 2007. A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. *Water Res.* 41(6):1215-1224.
- Psenner R, Boström B, Dinka M, Pettersson K, Puckso R, Sager M. 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Archiv Fur Hydrobiologie Supplement.* 30:98-103.
- Rydin E, Huser B, Welch EB. 2000. Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnol Oceanogr.* 45(1):226-230.
- SLU 2017. Delprojektet med nya ekvationer för referens totalfosfor i sjöar. Pågående.
- Weyhenmeyer GA, Broberg N. 2014. Increasing algal biomass in Lake Vanern despite decreasing phosphorus concentrations: A lake-specific phenomenon? *Aquat Ecosyst Health.* 17(4):341-348.
- Wilander A, Persson G. 2001. Recovery from eutrophication: Experiences of reduced phosphorus input to the four largest lakes of Sweden. *Ambio.* 30(8):475-485.

Bilaga A

Tabell 1. Vattenhalt (H₂O), procent organiskt material (OM), och sediment densitet.

Propp	Sediment	H ₂ O	OM	Densitet
	nivå			
	cm	%	%	g/cm ³
MOL1	0-2	88,1	12,0	1,07
MOL1	2-4	84,1	10,9	1,10
MOL1	4-6	82,0	10,7	1,11
MOL1	6-8	79,7	10,3	1,13
MOL1	8-10	77,6	9,8	1,14
MOL1	12-15	78,8	9,8	1,13
MOL1	17-20	78,6	11,8	1,13
MOL1	27-30	78,4	5,2	1,14
MOL2	0-2	88,5	11,2	1,07
MOL2	2-4	83,2	10,5	1,10
MOL2	4-6	79,3	10,2	1,13
MOL2	6-8	77,6	10,0	1,14
MOL2	8-10	76,6	9,7	1,15
MOL2	12-15	74,6	9,7	1,16
MOL2	17-20	72,5	9,6	1,18
MOL2	27-30	68,7	8,1	1,21
MOL3	0-2	87,7	14,5	1,07
MOL3	2-4	82,5	13,5	1,10
MOL3	4-6	78,9	11,9	1,13
MOL3	6-8	74,2	9,2	1,17
MOL3	8-10	66,6	7,5	1,23
MOL3	12-15	64,0	7,5	1,26
MOL3	17-20	65,1	8,2	1,25
MOL3	27-30	57,2	7,8	1,32
MOL4	0-2	88,7	11,0	1,07
MOL4	2-4	83,0	10,3	1,10
MOL4	4-6	79,5	9,9	1,13
MOL4	6-8	77,9	9,9	1,14
MOL4	8-10	76,5	10,6	1,15
MOL4	12-15	72,0	9,5	1,18
MOL4	17-20	67,5	7,9	1,23
MOL4	23-25	64,8	7,5	1,25
MOL5	0-2	88,7	11,1	1,07
MOL5	2-4	82,5	10,5	1,11
MOL5	4-6	80,2	10,0	1,12
MOL5	6-8	77,2	9,8	1,14
MOL5	8-10	75,0	9,4	1,16
MOL5	12-15	72,3	10,4	1,18
MOL5	17-20	72,7	9,2	1,18

Institutionen för vatten och miljö

MOL5	27-30	72,3	8,6	1,18
MOL6	0-2	87,3	10,9	1,08
MOL6	2-4	82,2	10,4	1,11
MOL6	4-6	81,1	10,5	1,12
MOL6	6-8	78,6	10,2	1,13
MOL6	8-10	74,4	10,4	1,16
MOL6	12-15	72,3	10,3	1,18
MOL6	17-20	72,1	9,0	1,18
MOL6	27-30	66,7	8,4	1,23
MOL7	0-2	87,9	10,6	1,07
MOL7	2-4	83,1	10,1	1,10
MOL7	4-6	80,7	10,1	1,12
MOL7	6-8	78,2	9,5	1,14
MOL7	8-10	75,3	9,1	1,16
MOL7	12-15	72,7	9,8	1,18
MOL7	17-20	73,0	9,9	1,18
MOL7	27-30	70,3	8,0	1,20
MOL8	0-2	89,2	10,6	1,06
MOL8	2-4	84,3	10,0	1,10
MOL8	4-6	80,3	9,5	1,12
MOL8	6-8	78,8	9,0	1,13
MOL8	8-10	77,4	8,9	1,14
MOL8	12-15	75,0	9,0	1,16
MOL8	17-20	73,3	9,5	1,17
MOL8	27-30	65,7	7,3	1,24
MOL9	0-2	85,9	9,9	1,08
MOL9	2-4	80,3	9,4	1,12
MOL9	4-6	77,2	9,1	1,15
MOL9	6-8	75,2	8,6	1,16
MOL9	8-10	73,6	8,5	1,17
MOL9	12-15	67,7	7,4	1,23
MOL9	17-20	64,2	6,7	1,26
MOL9	27-30	64,0	8,1	1,26
MOL10	0-2	87,1	9,5	1,08
MOL10	2-4	82,1	8,8	1,11
MOL10	4-6	77,7	8,5	1,14
MOL10	6-8	74,8	7,6	1,17
MOL10	8-10	67,7	6,0	1,23
MOL10	12-15	69,9	5,6	1,21
MOL10	17-20	50,5	1,9	1,43
MOL10	27-30	49,2	2,0	1,44
MOL11	0-2	89,9	12,1	1,06
MOL11	2-4	83,3	10,6	1,10
MOL11	4-6	80,4	11,4	1,12
MOL11	6-8	78,5	10,3	1,13
MOL11	8-10	74,4	8,0	1,17
MOL11	12-15	64,5	6,3	1,26

MOL11	17-20	63,6	6,5	1,26
MOL11	27-30	55,7	3,8	1,36

Tabell 2. Fosforfraktioner i samtliga sediment proppar.

Propp	Sediment nivå	Por- vatten P	Fe-P	Al-P	Ca-P	Organisk P	Summa fraktioner
	cm	mg/g torrsvikt					
MOL1	0-2	0,04	0,41	0,72	0,45	0,21	1,8
MOL1	2-4	0,02	0,46	0,76	0,26	0,26	1,8
MOL1	4-6	0,01	0,44	0,72	0,25	0,36	1,8
MOL1	6-8	0,01	0,38	0,69	0,25	0,31	1,6
MOL1	8-10	0,02	0,31	0,63	0,22	0,31	1,5
MOL1	12-15	0,03	0,26	0,73	0,18	0,31	1,5
MOL1	17-20	0,07	0,25	1,04	0,11	0,33	1,8
MOL1	27-30	0,06	0,21	1,19	0,18	0,14	1,8
MOL2	0-2	0,03	0,50	0,56	0,26	0,20	1,6
MOL2	2-4	0,03	0,41	0,50	0,25	0,22	1,4
MOL2	4-6	0,03	0,49	0,44	0,52	0,69	2,2
MOL2	6-8	0,02	0,36	0,45	0,26	0,23	1,3
MOL2	8-10	0,02	0,35	0,45	0,25	0,22	1,3
MOL2	12-15	0,03	0,31	0,41	0,25	0,21	1,2
MOL2	17-20	0,04	0,23	0,39	0,24	0,21	1,1
MOL2	27-30	0,05	0,15	0,27	0,20	0,15	0,8
MOL3	0-2	0,02	0,34	0,33	0,26	0,33	1,3
MOL3	2-4	0,02	0,21	0,28	0,26	0,24	1,0
MOL3	4-6	0,01	0,21	0,29	0,29	0,21	1,0
MOL3	6-8	0,02	0,14	0,23	0,27	0,15	0,8
MOL3	8-10	0,02	0,10	0,19	0,22	0,13	0,7
MOL3	12-15	0,03	0,08	0,16	0,20	0,01	0,5
MOL3	17-20	0,02	0,07	0,15	0,24	0,02	0,5
MOL3	27-30	0,02	0,05	0,11	0,25	0,08	0,5
MOL4	0-2	0,03	0,49	0,42	0,31	0,35	1,6
MOL4	2-4	0,02	0,33	0,38	0,24	0,28	1,2
MOL4	4-6	0,02	0,31	0,37	0,25	0,25	1,2
MOL4	6-8	0,02	0,32	0,36	0,25	0,22	1,2
MOL4	8-10	0,02	0,31	0,36	0,25	0,26	1,2
MOL4	12-15	0,04	0,18	0,26	0,24	0,17	0,9
MOL4	17-20	0,03	0,13	0,24	0,22	0,13	0,7
MOL4	23-25	0,04	0,11	0,22	0,20	0,12	0,7
MOL5	0-2	0,06	0,57	0,43	0,24	0,33	1,6
MOL5	2-4	0,05	0,49	0,44	0,24	0,32	1,5
MOL5	4-6	0,03	0,45	0,44	0,23	0,37	1,5
MOL5	6-8	0,03	0,32	0,42	0,22	0,32	1,3
MOL5	8-10	0,03	0,39	0,46	0,23	0,28	1,4
MOL5	12-15	0,08	0,38	0,52	0,24	0,24	1,4
MOL5	17-20	0,07	0,45	0,56	0,24	0,20	1,5
MOL5	27-30	0,06	0,32	0,38	0,21	0,17	1,1

Institutionen för vatten och miljö

MOL6	0-2	0,06	0,47	0,40	0,23	0,32	1,5
MOL6	2-4	0,06	0,46	0,35	0,20	0,27	1,3
MOL6	4-6	0,04	0,41	0,44	0,24	0,38	1,5
MOL6	6-8	0,03	0,32	0,41	0,23	0,28	1,3
MOL6	8-10	0,04	0,42	0,44	0,23	0,26	1,4
MOL6	12-15	0,06	0,42	0,56	0,25	0,22	1,5
MOL6	17-20	0,06	0,27	0,37	0,22	0,16	1,1
MOL6	27-30	0,05	0,14	0,27	0,20	0,14	0,8
MOL7	0-2	0,04	0,48	0,43	0,26	0,37	1,6
MOL7	2-4	0,04	0,43	0,42	0,23	0,37	1,5
MOL7	4-6	0,02	0,34	0,40	0,23	0,33	1,3
MOL7	6-8	0,03	0,30	0,41	0,24	0,30	1,3
MOL7	8-10	0,03	0,25	0,38	0,23	0,27	1,2
MOL7	12-15	0,06	0,21	0,37	0,22	0,22	1,1
MOL7	17-20	0,06	0,22	0,39	0,23	0,21	1,1
MOL7	27-30	0,06	0,14	0,27	0,20	0,17	0,8
MOL8	0-2	0,05	0,56	0,43	0,28	0,36	1,7
MOL8	2-4	0,04	0,45	0,38	0,25	0,34	1,4
MOL8	4-6	0,03	0,38	0,41	0,24	0,28	1,3
MOL8	6-8	0,02	0,36	0,45	0,25	0,27	1,4
MOL8	8-10	0,04	0,38	0,44	0,25	0,27	1,4
MOL8	12-15	0,04	0,28	0,41	0,24	0,26	1,2
MOL8	17-20	0,04	0,21	0,40	0,22	0,16	1,0
MOL8	27-30	0,05	0,14	0,26	0,22	0,12	0,8
MOL9	0-2	0,03	0,45	0,38	0,29	0,30	1,5
MOL9	2-4	0,03	0,35	0,35	0,26	0,26	1,2
MOL9	4-6	0,02	0,24	0,30	0,25	0,23	1,0
MOL9	6-8	0,02	0,25	0,31	0,25	0,26	1,1
MOL9	8-10	0,02	0,27	0,33	0,26	0,21	1,1
MOL9	12-15	0,03	0,15	0,25	0,23	0,13	0,8
MOL9	17-20	0,04	0,08	0,18	0,21	0,11	0,6
MOL9	27-30	0,05	0,16	0,39	0,13	0,18	0,9
MOL10	0-2	0,03	0,43	0,35	0,24	0,31	1,4
MOL10	2-4	0,02	0,33	0,33	0,25	0,27	1,2
MOL10	4-6	0,02	0,25	0,45	0,26	0,22	1,2
MOL10	6-8	0,02	0,21	0,25	0,27	0,15	0,9
MOL10	8-10	0,03	0,12	0,18	0,20	0,12	0,6
MOL10	12-15	0,03	0,07	0,19	0,20	0,13	0,6
MOL10	17-20	0,05	0,02	0,05	0,45	0,01	0,6
MOL10	27-30	0,06	0,02	0,05	0,49	0,01	0,6
MOL11	0-2	0,02	0,41	0,38	0,21	0,39	1,4
MOL11	2-4	0,01	0,21	0,28	0,19	0,27	1,0
MOL11	4-6	0,00	0,26	0,31	0,20	0,22	1,0
MOL11	6-8	0,00	0,16	0,27	0,18	0,18	0,8
MOL11	8-10	0,00	0,13	0,24	0,17	0,17	0,7
MOL11	12-15	0,03	0,05	0,15	0,14	0,10	0,5
MOL11	17-20	0,02	0,07	0,14	0,17	0,11	0,5

Institutionen för vatten och miljö

MOL11	27-30	0,01	0,04	0,14	0,33	0,10	0,6
-------	-------	------	------	------	------	------	-----