



INSTITUTIONEN FÖR NATURGEOGRAFI
OCH KVARTÄRGEOLOGI

ÖVERSILNING FÖR FOSFORAVSKILJNING UR SJÖVATTEN

- EN FÖRSTA UPPFÖLJNING AV FUNKTIONEN I EN KALKAD
ÖVERSILNINGSYTA VID MÖRTSJÖN I TÄBY KOMMUN



A. Jacobs 20030704

ANDREAS JACOBS

EXAMENSARBETE I MILJÖSKYDD OCH HÄLSOSKYDD
STOCKHOLMS UNIVERSITET

2004

Institutionen för naturgeografi
och kvartärgeologi
Stockholms universitet

INSTITUTIONENS FÖRORD

Denna uppsats är utförd som ett examensarbete vid Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet. Examensarbetet ingår som kurs inom magisterutbildningen Miljöskydd och Hälsoskydd, 40 poäng. Examensarbetets omfattning är 20 poäng (ca 20 veckors heltidsstudier). Handledare har varit universitetslektor Lars Erik Bågander, Institutionen för geologi och geokemi, Stockholms universitet, Daniel Stråe, WRS Uppsala AB och Staffan Carlsson, Tekniska kontoret i Täby kommun.

Författaren är ensam ansvarig för uppsatsens innehåll.

Stockholm i mars 2004

Anders Nordström
universitetslektor och kursansvarig

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

ABSTRACT	9
INLEDNING	10
FOSFORNS KEMI	11
FOSFORNS KRETSLOPP OCH BINDINGSFORMER	11
FOSFORFORMER I SJÖEKOSYSTEM	12
FOSFORFORMER I VATTENMASSA.....	12
FOSFORFORMER I SJÖSEDIMENT.....	12
FOSFORNS RÖRLIGHET MELLAN VATTEN OCH SEDIMENT	13
FOSFORFORMERNAS pH-BEROENDE	13
FOSFORFORMERNAS SYREBEROENDE	13
NÄRINGSFÖRHÅLLET I SJÖVATTEN – N/P-KVOT	13
FOSFORBELASTNING	14
EXTERNBELASTNING	14
Dagvatten	15
INTERNBELASTNING	16
Temperatur	16
Syreförhållande	17
Järn och Fe/P-kvot.....	18
Sulfat	18
Nitrat	18
REPARATIVA ÅTGÄRDER – RESTAURERING	19
FASTLÄGGNING AV FOSFOR	19
KEMISK FÄLLNING	19
Val av fällningskemikalie.....	20
Risker	20
LUFTNING OCH OXIDERING	21
Luftning.....	21
Oxidering.....	21
AVLÄGSNING AV FOSFOR	22
MUDDRING	22
Typer av muddring	22
Risker	22
VEGETATIONSBORTTAGNING	23
Beskrifning.....	23
Näringsuttag	24
VATTENFÖRBÄTTRANDE ÅTGÄRDER	25
VATTENUTBYTE ELLER LUFTNING	25
RENINGSVERK	25
KONVENTIONELL RENING I LITEN SKALA	25
ÖVERSILNING	26

MÖRTSJÖN	27
TÄBY KOMMUNS SJÖAR.....	27
BESKRIVNING AV MÖRTSJÖN MED OMGIVNING	27
TILLRINNINGSOMRÅDE	28
EXTERN- OCH INTERNBELASTNING	28
MÖRTSJÖNS KVALITET	30
SEDIMENTPROVTAGNING	30
VATTENPROVTAGNING	30
Övriga undersökningar	31
Nuvarande vattenkvalitet	31
ÅTGÄRDER VID MÖRTSJÖN – ANLÄGGNINGSBESKRIVNING.....	32
SEDIMENTERING	32
ÖVERSILNING	32
Sediment.....	34
Syresättning.....	34
Flöde.....	34
Vegetation	34
METOD.....	35
VATTENPROVTAGNING.....	35
PROVTAGNINGSPUNKTER	35
PROVTAGNINGSPERIODER	36
Höstprovtagningar	36
Vårprovtagningar.....	36
OBSERVATIONER I FÄLT.....	37
Höstprovtagningar	37
Vårprovtagningar.....	37
SEDIMENTPROVTAGNING	37
PROVTAGNINGSPUNKTER	37
PROVTAGNINGSTILLFÄLLE.....	38
OBSERVATIONER I FÄLT.....	38
MÄTNINGAR I FÄLT – SYRGASHALT, TEMPERATUR OCH PH.....	38
PROVTAGNINGSPUNKTER	38
PROVTAGNINGSTILLFÄLLEN	39
OBSERVATIONER I FÄLT	39
PROVTAGNINGS- OCH FÄLTMÄTNINGSMETODIK.....	39
VATTENPROVTAGNING	39
SEDIMENTPROVTAGNING	39
MÄTNING AV SYRGASHALT, TEMPERATUR OCH PH	39
ANALYSMETODIK	39
VATTENPROVER	39
SEDIMENTPROVER.....	40
MÄTNING AV SYRGASHALT, TEMPERATUR OCH PH	40

RESULTAT OCH DISKUSSION	41
VATTENPROVER	41
TOTALFOSFOR.....	41
Vattnets totalfosforhalt	41
Totalfosforreningsförmåga	42
Fosforfastläggning.....	43
Avvikelser	43
FOSFATFOSFOR.....	44
Vattnets fosfatfosforhalt	45
Fosfatfosforreningsförmåga.....	45
Avvikelser	45
SYRGASHALT	46
TEMPERATUR	47
pH.....	48
SEDIMENTPROVER – ÖVERSILNINGSYTAN	48
Organiskt bunden fosfor	49
Kalciumbunden fosfor	50
Aluminiumbunden fosfor	52
Järnbunden fosfor	52
SEDIMENTPROVER – DAMMARNÄ	53
Organiskt bunden fosfor	53
Kalciumbunden fosfor	54
Aluminium- och järnbunden fosfor	54
Totalfosfor	55
EFFEKTIVITET OCH EKONOMI	56
EXTERNBELASTNING	56
INTERNBELASTNING	56
EKONOMI.....	57
FASTLÄGGNING AV FOSFOR.....	58
Kemisk fällning	58
Luftning och oxidering	58
AVLÄGSNING AV FOSFOR	59
Muddring.....	59
Vegetationsborttagning.....	59
VATTENFÖRBÄTTRANDE ÅTGÄRDER.....	59
Vattenutbyte eller luftning.....	59
Reningsverk.....	60
Konventionell rening i liten skala.....	60
Översilning	60
FÖRSLAG TILL FÖRBÄTTRINGAR	61
OPTIMERING AV ÖVERSILNINGEN	61
Minskat flöde.....	61
Reparationer och konstruktioner.....	61
Flödesväxling	62
ÖKAT FOSFORUTTAG	62
Vegetationsetablering och slåtter.....	62
ÅTGÄRDER FÖR EN RENARE SJÖ	63
Minskad externbelastning	63
Minskad internbelastning	64
Information	64
SKÖTSELPLAN FÖR ÖVERSILNINGSANLÄGGNINGEN	65
PROVTAGNING	65

SAMMANFATTNING	66
SAMMANFATTANDE DISKUSSION.....	66
SYRESÄTTNING.....	66
FOSFORHALT	66
FOSFORFASTLÄGGNING	66
FUNKTION OCH FÖRBÄTTRINGAR.....	67
SLUTSATSER.....	67
TACK.....	68
LITTERATUR- OCH REFERENSFÖRTECKNING	69
PUBLICERAT MATERIAL.....	69
OPUBLICERAT MATERIAL	71
MUNTLIGA REFERENSER	72
WEBBPLATSER	72
BILAGOR.....	73
BILAGA 1. ANDRA VANLIGA RESTAURERINGSMETODER.....	73
VEGETATIONSBEGRÄNSNINGSMETODER	73
REDUKTIONSFISKE	75
EFFEKTIVITET OCH EKONOMI.....	76
BILAGA 2. FALLSTUDIER – RESTAURERINGSMETODER.....	77
KEMISK FÄLLNING.....	77
LUFTNING OCH OXIDERING.....	78
MUDDRING.....	78
RENINGSVERK.....	79
BILAGA 3. GRÄNSVÄRDEN – TOTALFOSFOR- OCH SYRGASHALTER.....	80
BILAGA 4. VATTENPROVTAGNINGAR – RESULTAT	82
BILAGA 5. FÄLTMÄTNINGAR – RESULTAT	84
BILAGA 6. SEDIMENTPROVTAGNING – RESULTAT	85

ABSTRACT

The removal of phosphorus from lake water using overland flow, was studied nearby the small lake Mörtsjön in Täby municipality, Sweden. This type of lake restoration method was used primarily to improve aerobic conditions in the lake bottom water, which periodically suffers from anoxia, but also to create a site for phosphorus retention.

The overland flow surface is equipped with three trenches of dugged in mud-mixed calcium carbonate, to increase the rate of retention, and is also connected to three ponds for additional sedimentation.

To examine differences in phosphorus content of incoming and outgoing water over time, water samples were taken on numerous occasions during both autumn and spring. Sediment soil samples were taken both in overland flow surface and ponds. Using phosphorus fractionation, the phosphorus binding types indicates the trends of retention in relation to sediment depth as well as length of overland flow.

The results of the analyses implies that phosphorus retention rates are good. Outgoing water has got up to about 50 % lower phosphorus contents than incoming. Phosphorus is retained in equal parts by stable types of calcium compounds in the overland flow surface soil, as well as in the pond sediments.

This study was carried out as a first investigation of the function and mechanisms of this overland flow project. The main purpose was to emphasize what is working well and what is working less well and to consider ways for improvement, but also to bring out new aspects for further measures of gaining a higher water quality in lake Mörtsjön.

INLEDNING

I svenska sjöar är fosfor oftast det tillväxtbegränsande näringsämnet. Således är det främst fosforhalten som bör minskas för att undvika algbloomning, syrebrist och andra övergödningsrelaterade problem. Den effektivaste åtgärden för att komma tillrätta med övergödningen är att reducera externbelastningen till en naturlig, eller åtminstone lägre, nivå. Först därefter kan åtgärder för en minskad internbelastning ge långvarig effekt.

En betydande del av vattnets fosforinnehåll är partikelbunden och sedimenterar därför på sjöbotten. Fastläggning sker även vid utfällning med exempelvis järn, aluminium och kalcium, men dessa utfällningar är inte alltid stabila utan kan lakas ur bottensedimenten vid en mängd olika företeelser, däribland förändringar av vattnets syrgashalt och pH. De olika restaureringsmetoder som idag används syftar till att antingen lägga fast eller avlägsna fosfor, eller på annat sätt förbättra vattenkvaliteten. Det finns för- och nackdelar med alla metoder, och därför är valet av metod en avvägningsfråga.

Vid Mörtsjön i Täby kommun, norr om Stockholm, har en kalkad översilningsyta anlagts med syfte att syresätta vattnet och att fastlägga fosfor. Den näringsrika Mörtsjön är endast omkring fyra hektar stor, och tillförs stora mängder dagvatten. Bottensedimenten bedöms ha god förmåga att binda fosfor under förutsättning att bottenvattnet är syresatt. Den ständigt återkommande syrebristen gör dock att fosfor istället lakas ur sedimenten.

Översilningsytan togs i drift år 2002. Bottenvatten pumpas, med ett flöde av 2 l/s, över den 0,2 ha stora gräsytan som avslutas med tre mindre dammar innan vattnet leds tillbaka till sjön. För ökad fosforfastläggning har kalk frästs ned i tre meterbredda strängar längsgående översilningsytans höjddkurvor.

Under hösten och våren 2002-2003 undersöktes vattnet och sedimenten i översilningsanläggningen. Vattnets förändring i anläggningen undersöktes med avseende på såväl fosfat- och totalfosforhalt som syrgashalt, temperatur och pH. Översilningsytans och dammarnas sediment analyserades för att ge klarhet i hur fosfors bindningsformer varierar dels mellan anläggningens olika delar och dels med sedimentdjupet.

Examensarbetets syfte är att förklara översilningsanläggningens funktion både ur kemisk och fysisk synvinkel. Dels uppskattas anläggningens fosforavskiljningsförmåga, och dels redogörs för brister i anläggningens utformning och skötsel. Studien är en första uppföljning av anläggningens funktion, och målet är därför att redan tidigt klargöra vad som fungerar bra och vad som kan göras bättre så att avskiljningseffekten kan optimeras redan på ett tidigt stadium.

Definition: I detta examensarbete används både begreppet "tillrinning" och begreppet "avrinning". Skillnaden utgörs här av synvinkeln ur vilken vattnets rinnande ses. Vattnet avrinner en landyta, men tillrinner en recipient.

Fosfors kemi

FOSFORNS KRETSLOPP OCH BINDNINGSFORMER

Fosfors kretslopp karaktäriseras av ett växlande mellan organiska och oorganiska bindningsformer. Fosfor är en viktig del i både terrestra och akvatiska miljöer, och trots att de båda kretsloppen sällan interagerar liknar de varandra på många sätt.

Fosfor återfinns i allt levande material och är därför ett viktigt näringsämne. En del av fosfor i sjöekosystemen är bundet i organisk form i organismer. Fosfatet tas upp i växtplankton (fytoplankton), och väl i organisk form fortsätter fosfatet sin väg uppåt i näringskedjornas trofinivåer; från djurplankton (zooplankton) till allt högre organismer. I högre djur återfinns fosfor främst i skelett och tänder, men en liten, men för varje organism absolut nödvändig, del är cellernas nyttjande av fosfat som byggstenar till membran och nukleinsyror samt som komponent i metabolismens energiproduktion. Fosfatet blir återigen till fri form via bakteriell nedbrytning av den döda organismen eller dess exkrementer. Väl i fri form i vattenmassan, tas fosfatet på nytt upp av algerna. Det organiska kretsloppet sluts.

Fosfor kan även bindas oorganiskt. Fällningar av varierande styrka bildas när fosfatet träffar på kalcium- eller aluminiumjoner. Fosfatet är då inte längre tillgängligt utan vilar i sedimenten tills dessa eroderas eller förändras. Även järnjoner faller fosfat, något som är mycket vanligt i sjöekosystem eftersom järn är vanligt förekommande. Dock måste järnet hållas syresatt för att bindningen ska bestå. Det är detta som ofta är ett problem i dagens sjöar. Syreförhållandena i bottenvattnet förändras ofta kraftigt flera gånger under ett och samma år. Med en stor tillförsel av näringsämnen sker en mycket stor tillväxt av organiskt material. När detta sedan bryts ned åtgår syret i bottenvattnet som då blir syrefritt. Järnet reduceras och släpper fosfatet fritt så att det åter blir tillgängligt och kommer algerna till nytta. Den rikliga mängden näring kan orsaka ohämmad tillväxt och kraftiga algblomningar.

Fosfat adsorberas och absorberas även lätt på och i jordpartiklar. Detta är också en faktor som gör att fosfatet sedimenterar och på kort sikt tas ur systemet. Om fosfatet sedan hålls bundet under lång tid kommer det efter hand att begravas i botten sedimenten. När det hamnar tillräckligt långt ned kommer det inte längre att kunna lakas ut, och utgör således inte längre något hot mot sjöns näringstillstånd.

Det andra stora näringsämnet för djur och växter, kvävet, binds mycket sällan, och då nästan uteslutande i organisk form. Detta medför ett avsevärt större läckage av kväve ur landsedimenten, vilket leder till att yt- och grundvatten får höga halter därav. Fosfatet som är starkt bundet till jordpartiklar återfinns endast i låga halter i naturliga vatten. Detta är orsaken till att fosfor så gott som alltid utgör den tillväxtbegränsande faktorn i limniska ekosystem. Fosfor återförs naturligt till systemen genom vittring av bergarter eller urlakning ur botten sediment som en följd av förändrade förhållanden. I dagens samhälle tillförs dock även fosfat i stora mängder från antropogena källor.

En annan viktig skillnad mellan fosfor och kväve är den att fosfor aldrig förekommer i gasform, åtminstone inte stabilt. Fosfor kan förekomma i atmosfären, men då i form av små vätskedroppar från havet, eller adsorberat till dammpartiklar som virvlas upp genom exempelvis vinderosion. Dropparna och dammet återvänder förr eller senare alltid till jordytan som torr- eller våtdeposition.

Den ständiga förändringen av fosforformerna gör sjöekosystemen känsliga. Det är till störst del mänsklig aktivitet som ökat halten av växttillgänglig fosfor i våra sjöar – den halt vi nu försöker minska. Det är detta som är kärnan i nästan alla sjörestaureringsprojekt. Vi vill skapa en mer naturlig miljö till skillnad från den vi under några decennier gjort oss skyldiga till. Målen är idag annorlunda.

FOSFORFORMER I SJÖEKOSYSTEM

Jämfört med landsediment är sjösediment i högre grad utsatta för läckage av ämnen eftersom de ständigt är i kontakt med vatten. Sjösediment är ofta anaeroba (syrefria) och utsatta för reducerande förhållanden, där katjoner (positiva joner) kan bytas ut mot andra, i vattnet lösta, katjoner. Anjoner (negativa joner) binds sällan till jordpartiklar, men det gör alltså katjoner i hög grad. Ibland är det på detta sätt sediment klassificeras, i termer av katjonutbyteskapacitet (CEC) och utbytbar katjonstatus (ECS). (Manahan, 2000) Det är denna ständiga läckage- och utbytesmöjlighet som gör sjöarnas fosforkemi så känsliga. De kemiska förhållandena är inte stabila på samma sätt som i landbaserade miljöer, utan ämnen är mer rörliga och fria att reagera med varandra, vilket då kan komma att påverka hela sjön.

I limniska system förekommer fosfor i ett antal olika former som är av betydelse för sjöns ekosystem. Många former återfinns i sedimenten och ytterligare andra i den fria vattenmassan.

FOSFORFORMER I VATTENMASSA

I vattnet förekommer fosfor av två olika slag, så kallade ortofosfater och polyfosfater.

Ortofosfater är fosfatjoner (PO_4^{3-}) lösta i vattnet. De är lösliga och anses vara den enda biologiskt tillgängliga formen av fosfor; av denna anledning är ortofosfatet av stor betydelse när det gäller algbloomningar och dylikt. *Polyfosfater* är längre molekyllängder innefattande fosfor, till exempel i form av organiskt bundet fosfat.

Ortofosfatet är tillgängligt, och det är därför detta som med lätthet kan haltbestämmas vid analyser. För att bestämma totalfosforhalten krävs att polyfosfaterna hydreras till ortofosfat, och först därefter haltbestäms. I vattnet, där vätejoner finns i överflöd, sker kontinuerligt en långsam hydrolys av polyfosfater. Hastigheten, med vilken hydrolysen sker, är beroende av vissa andra vattenförhållanden, till exempel tenderar den att öka då den biologiska aktiviteten är stor. Polyfosfater bildas genom kondensering av ortofosfat, exempelvis i växterna som tagit upp det. Det organiskt bundna fosfatet frigörs naturligt vid nedbrytning eller oxidation. (Manahan, 2000)

FOSFORFORMER I SJÖSEDIMENT

Fosfor i sjösediment kan delas in i fem kategorier. Fosfat i *mineralform* utgörs huvudsakligen av mineralet apatit som är en förening mellan kalcium- och fosfatjoner, tillsammans med en tredje jon: fluorid, klorid eller hydroxid. Vanligast är hydroxidvarianten hydroxyapatit ($\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$) som är ett svårlösligt mineral. Vidare återfinns en del fosfat bundet, med varierande styrka, i och till partiklar av olika slag. Fosfatjoner kan dels *absorberas* (occluded phosphate) i matrixstrukturen hos olika typer av, amorfa, hydrerade, järn- och aluminiumoxider samt i amorf aluminiumsilikat, det vill säga olika typer av lermineral. Dels *adsorberas* (nonoccluded phosphate) fosfat till partiklar, exempelvis sand, som till exempel kiseldioxid (SiO_2) och kalciumkarbonat (CaCO_3). Absorberade fosfatjoner är i allmänhet starkare bundna till sin molekyl än vad de, till partikelytan, adsorberade jonerna är. Fosfat faller också med lätthet ut som *fällningar* med kalcium-, järn- eller aluminiumjoner. I sjösediment återfinns även en del av den biomassa, djur och växter, som finns i vattenmassan, och således ska en del av sedimentets totala fosforinnehåll redovisas som *organiskt* bundet, då främst i alg- och bakterieform.

I enstaka fall kan det förekomma polyfosfater i sjösediment. Detta är i de fall då sjön tar emot stora mängder vatten från till exempel avlopp eller jordbruk, men polyfosfaterna är inte naturligt förekommande och kommer slutligen att omvandlas till ortofosfat.

FOSFORNS RÖRLIGHET MELLAN VATTEN OCH SEDIMENT

Eftersom fosfat så lätt går i fällning eller sorberas till eller i jordpartiklar och oxider, påträffas den allra största delen i sedimenten. Uppskattningsvis ligger upp till 95 % av den totala mängden fosfor fast i bottensedimenten, men att betrakta sedimenten som en stabil reservoar för fosfor är inte tillrådligt annat än under kortare perioder. Fosfatets bindningsförmåga varierar nämligen kraftigt beroende på faktorer som till exempel pH och syrgashalt.

Även organiskt bunden fosfor är relativt lättillgängligt. Produktion och nedbrytning av organiskt material sker kontinuerligt, och därför kan organiskt bunden fosfor inte anses vara stabil under längre perioder. Halten av fosfat löst i vattnet är det som verkligen ger ett mått på näringsituationen vid ett specifikt tillfälle, men detta är på många sätt intetsägande eftersom denna är så lättföränderlig.

FOSFORFORMERNAS pH-BEROENDE

Vad gäller pH-förändringar i vattenmassan, förändras fosfatformerna enligt ett kontinuerligt och regelbundet mönster. Vid pH ~ 1 innehåller vattnet mycket vätejoner (H^+) varför fosfatet är "bundet" som fosforsyra (H_3PO_4). Då pH ökat tre enheter, till ~ 4, har en vätejon avgivits vilket ger $H_2PO_4^-$. Ytterligare tre enheter högre pH, ~ 10, ger en dominerande halt av fosfatföreningen HPO_4^{2-} , och slutligen vid pH ~ 13 är lösa fosfatjoner (PO_4^{3-}) helt dominerande. Vid pH-värden mellan dessa steg befinner sig fosfatet "bundet" i procentuella delmängder av ovan nämnda föreningar. (Weiner, 2000)

Även i sedimentet förändras fosfatets bindningsformer med förändrat pH-värde. Under sura förhållanden, vid ett pH i sedimentet på ungefär 3-5, ligger fosfatet till ungefär lika stora delar dels utfällt som järn- och aluminiumfosfat, och dels partikeladsorberat och -absorberat i järn- och aluminiumoxider; endast en mindre del är växttillgängligt. Mellan pH ~ 5 och ~ 7 är andelen adsorberat fosfat större. Även andelen växttillgängligt fosfat är större, och uppgår som mest till ca 40 % av det totala fosforinnehållet. Vid pH-värden högre än ~ 7 utgörs fosforinnehållet till mycket stor del av kalciumutfälld fosfat. Sammanfattningsvis kan sägas att fosfatets löslighet är högre vid låga pH-värden, och lägre vid höga. (Weiner, 2000) Eftersom fosfatet lättast binds till järn och aluminium vid pH-värden under 5-6, och lättast till kalcium vid pH-värden över 7, kan sägas att störst andel fosfat är i lösning vid pH-värden på mellan 5 och 7, med avseende på de tre katjonerna. (Olli, 1996)

FOSFORFORMERNAS SYREBEROENDE

Vid syrefattiga eller syrefria förhållanden påverkas fosforinnehållet i sedimenten. Det som främst sker är att järnbundet fosfat löses ut och återigen blir tillgängligt i den fria vattenmassan. Då syrgashalten blir lägre reduceras det, till fosfat bindningsbara, trevärda järnet (Fe^{3+}) till tvåvärt järn (Fe^{2+}) med följderna att de bundna fosfatjonerna släpps fria. Järnbundet fosfat är en av de viktigaste källorna till fosforfastläggning, men det hör också, under anaeroba förhållanden, till de mest rörliga formerna av bunden fosfor.

NÄRINGSFÖRHÅLLET I SJÖVATTEN – N/P-KVOT

I haven är kvävet det tillväxtbegränsande ämnet. Detta förhållande råder även i stora delar av vårt övergödda innanhav Östersjön (Olli, 1996), men inte i våra insjöar. Huruvida en sjö är tillväxtbegränsad eller ej beror dels på vilken typ av växtlighet det gäller och dels på vilket näringsförhållande som råder. Förhållandet kväve/fosfor (N/P) varierar både mellan olika sjöar och mellan olika årstider och belastningsförhållanden inom samma sjö. N/P-förhållandet

visar vilket av näringsämnen som är begränsande. Ligger kvoten mellan 15 och 30 (Naturvårdsverket, 1999), alternativt mellan 13 och 21 (Weiner, 2000) eller 10 och 17 (Olli, 1996) beroende på källa, betraktas vattnet som näringsbalanserat, med gynnsamma tillväxtförhållanden. Att spannet är så stort beror på att det är så artspecifikt. Blågröna alger växer som bäst då kvoten inom intervallet är låg, och alltså fosfathalten förhållandevis hög, medan andra, inte lika förargelseväckande arter gynnas vid en högre kvot.

I de flesta sjöar är fosfor det begränsande näringsämnet; kvoten ligger alltså över 30, alternativt 21 eller 17. Det innebär att kväve finns i överflöd, men att detta inte kan användas så länge fosfor inte finns att tillgå. För att undvika algbloomingar är det alltså viktigt att inte för mycket fosfor tillförs sjön eftersom denna då direkt kommer att användas till algproduktion. Så länge fosfathalten hålls låg kan inte algerna växa hejdlöst. Oftast krävs det en halt av tillgängligt fosfat på ungefär 0,05 mg/l för att en algblooming ska kunna komma till stånd, men under ideala sommarförhållanden kan det räcka med halter på 0,01-0,005 mg/l för en blomning. (Manahan, 2000; Tyreså-projektet, 1996)

Det har visat sig att även om en sjö tillfälligt skulle vara kvävebegränsad eller begränsad av byggmaterialet kol, kommer detta att regleras automatiskt. Kol kommer att tas från atmosfärens koldioxid och kväve kommer att bli tillgängligt genom förändringar i växtlighetens tillväxtmekanismer. Detta medför alltså att om överflödigt fosfor vid något tillfälle skulle finnas i en sjö, skulle detta ändå snart kunna användas till algtillväxt. Sjön blir på nytt fosforbegränsad.

Olika pH-värden spelar också roll för algproduktionen. Generellt kan sägas att lägre pH-värden gynnar grönalger i kampen mot blågröna alger.

FOSFORBELASTNING

Fosfor är ett absolut nödvändigt näringsämne för allt liv. Eftersom fosfor tas upp i växter, och därigenom intas av högre organismer, är det självklart att det även lagras i dessa livsformer; men lagringen är bara temporär. En naturlig avgång sker via djurens ekskrementer och via nedbrytningen av växter och djur. Det har visat sig att nedbrytningen av organiskt material, i sjöar med hög mikrobiologisk aktivitet, bidrar till en betydande del av halten fritt fosfor i vattnet. (Kleeberg & Kozerski, 1997)

Regnet av organiskt material som hela tiden faller till botten är en del av sjöns internbelastning. Det binds i, och löses ut ur, bottensedimentet beroende på årstidsväxlingar och annat. Näringen i sjön används om och om igen, och förblir till stor del densamma. Det var så det fungerade förr och det är så det fungerar idag, men på senare tid har även en del stora externa näringskällor tillkommit. I och med människans explosionsartade utveckling påverkas naturens kretslopp i allt större utsträckning. Att våra sjöar idag ofta är övergödda beror i princip uteslutande på människans användande och utsläpp av fosfor. Externbelastningen är på många håll omfattande.

EXTERNBELASTNING

Den största delen av, till sjöarna, tillförd fosfor kommer från jordbruket, och i viss mån även från skogsbruket. Konstgjorda och naturliga *gödningsmedel* sprids ut på åkrarna i sådan mängd att en del inte kan tas upp av den odlade grödan. Istället lakas det överflödiga gödningsmedlet ut, och hamnar slutligen i våra vattendrag. Eftersom fosfor så starkt binder till jordpartiklar, och även lätt går i fällning, sker den mest betydande transporten av fosfor just genom förflyttning av jorden. Således är *erosion* av jordbruksmark och annan mark ett större problem, ur belastningssynpunkt, än att jorden lakas ur av genomströmmande vatten. (Weiner, 2000)

Externbelastningen är generellt sett lägre under den ljusa delen av året eftersom marken då är bevuxen med grödor som tar upp näringsämnen och håller fast jorden. Då sjöns strandkant, litoralen, blir bevuxen under sommaren, kommer detta att fungera som en fälla för sediment och näringsämnen. Således kommer ackumuleringen av fosfor att vara hög i bevuxna strandkanter, något som i princip är helt beroende av växtligheten där. Växterna tar upp näringsämnen och hindrar dem alltså från att komma ut i den fria vattenmassan. (Kairesalo & Matilainen, 1994)

En relativt ny gren av fosforanvändning i samhället är *detergenter* i tvätt- och rengöringsmedel. Detergenterna innehåller stora mängder polyfosfater, och är till för att binda till och ”oskadliggöra” metalljoner samt att bibehålla alkaliniteten. Fosfor används, av samma skäl, även som *mjukgörare* inom vattenbehandling tack vare sin starka bindningsförmåga till kalciumjoner som annars lätt faller ut och kalkar igen ledningar, varmvattenberedare och dylikt; kalciumjonerna skulle även påverka tvätteffekten av tvål och detergenter negativt om de fanns fria. Innan hushållen började använda detergenter innehöll deras avloppsvatten i princip bara fosfor i form av *mänskliga avfallsprodukter*, urin och faeces, men i och med införandet och det ökande användandet av sådana produkter är nu fosforhalten högre. Ungefär en tredjedel av fosforinnehållet i dagens avloppsvatten härrör från tvättmedel o.d. (Nordström, 2003)

Avloppsvattnet från våra tätorter leds idag oftast till reningsverk innan det släpps ut i vattendragen, men på sina håll läcker avloppsledningarna vilket medför en okontrollerad externbelastning. Dessutom finns det, överallt på landsbygden men även i tätorternas närhet, en mängd enskilda avlopp som också bidrar till belastningen. Så länge dessa sköts på ett tillfredsställande vis kommer de inte att förorena grund- eller ytvatten, men här och var finns det enskilda avlopp som är gamla, feldimensionerade, lagda för nära grundvattenytan eller på annat sätt bristfälliga. Det är, för en minskad externbelastning, därför av stor vikt att dessa kontrolleras regelbundet och åtgärdas vid behov.

Fosfor har även andra användningsområden såsom komponent i *insekticider* och som *korrosionshämmande* ämne i kylsystem och dylikt.

Dagvatten

En betydande del av fosfortillförseln till sjöar och andra vattendrag är *dagvattnet*. Att dagvatten överhuvudtaget blir ett problem är en följd av samhällenas hårdgjorda ytor, genom vilka infiltration till grundvattnet ej är möjlig. Vattnet samlas upp i tunnlar och leds bort till någon recipient utanför samhället. Det är utsläpp som privatpersoner inte tänker på alla gånger, men till vilka de i högsta grad är medskyldiga. Användandet av rengöringsmedel till bilen på garageuppfarten eller kanske lite för mycket gödningsmedel i trädgården är företeelser som bidrar till ökade halter fosfor i ”vår närliggande badsjö”. På vissa ställen, i tätbebyggda områden, leds dagvattnet till kommunalt reningsverk där det renas tillsammans med avloppsvattnet. Detta ger normalt sett ett renare vatten, men är i sig inte en bra metod eftersom det under vissa väderförhållanden, till exempel i händelse av kraftigt regn, överbelastar reningsverkets kapacitet med följden att bräddning måste ske vilket alltså innebär att blandat dag- och avloppsvatten förs orenat till recipienten. På många håll leds dagvattnet direkt ut i vattendragen, ofta helt orenat. Ibland har en enklare sedimenteringsbassäng anlagts och ibland förekommer större reningsanläggningar med kemisk rening och/eller näringsämnesreducerande våtmarker.

Dagvatten från olika typer av markytor innehåller olika mycket metaller och näringsämnen. Jämförs medianhalter av fosfor i dagvatten, kan markanvändningen delas in i olika grupper beroende på föroreningsgrad. Vägar, villor och radhus genererar halter på omkring 0,2 mg/l. Däröver hamnar markytor med flerfamiljshus, centrumanläggningar, jordbruk och industrier. Mest förorenande, med avseende på fosfor, är fritidshus och golfbanor. Parkmark, ängar och

våtmarker genererar endast ungefär 0,1 mg/l, medan skogsmark hamnar allra lägst med 0,035 mg/l. (Larm, 2002)

INTERNBELASTNING

För att överhuvudtaget ha en möjlighet att långsiktigt restaurera en sjö med avseende på fosforinnehåll är det tvunget att få ned externbelastningen till en naturlig nivå, eller åtminstone reducera den kraftigt. Men även om överskottet helt har upphört kommer sjön förmodligen att ha samma höga, eller ännu högre, fosforhalter under en lång tid framöver. Det är internbelastningen som gör sig påmind, och denna belastning kan ibland vara större än den tidigare externa belastningen.

Det är svårt att förutse hur en minskad externbelastning och en eventuell internbelastning kommer att påverka sjön. Sediment och vatten fungerar ibland som separata system och interaktionen däremellan kan vara svårbedömd. (Gibson et. al., 2001) Det är bottensedimentet som ofta är så kraftigt berikat med fosfor att det i många år kan läcka till förmån för vattnets plankton. Internbelastningen blir oftast högre, och fortsätter under längre tid, i grunda sjöar än i djupa eftersom dessa har större bottenyta i förhållande till vattenvolym vilket leder till att näringsläckaget ger en högre halt av näring i vattenmassan. (Söndergaard et. al., 1993; Kleeberg & Kozerski, 1997) Även andra rent fysiska faktorer, såsom sedimentets tjocklek och kornstorlek har betydelse. I vissa fall kan det räcka med att externbelastningen upphör, medan det i andra fall krävs vidare åtgärder för att en återhämtning ska ske.

Hur kraftig och långtgående internbelastningen kommer att vara är beroende av ett antal faktorer som ofta är direkt härstammande från land. Det är just den tidigare, och nuvarande, externbelastningen som tillsammans med sjöns och bottensedimentens beskaffenhet, ligger till grund för hur stor och långtgående internbelastningen kommer att vara under olika omständigheter. Ett sediment med stor fosforbindningsförmåga, som utsatts för kraftig extern fosforbelastning, har alltså stor potential att internbelasta sjön. Övergripande sett kan det vara just den reducerade externbelastningen som gör att läckaget blir så stort.

Förändrad markanvändning kan leda både till förändrade väderförhållanden och till förändrat innehåll i tillströmmande vatten. Trots att detta ofta var syftet med förändringen kan det påverka sjön negativt eftersom även andra ämnen än fosfor kan ha minskat eller ökat som en följd av de nya förhållandena. Det som verkligen påverkar sedimentens fosforläckage är alla de mekanismer som en gång påverkade fastläggningen av fosfor i detsamma: lösligheten hos fällningar och mineral, adsorption/absorption samt om förhållandena är reducerande eller oxiderande. Dessa mekanismer är direkt avgörande för hur mycket fosfor som kommer att frigöras från sedimentet, men de är på intet sätt slumpmässigt styrda utan är helt beroende av yttre faktorer. Syrgashalt, pH och temperatur påverkar redoxförhållande och löslighet, men även faktorer som sulfat- och nitrat halt samt sedimentets järninnehåll påverkar fosfors rörlighet.

Temperatur

En högre temperatur i sjövattnet påverkar sedimenten på så vis att till exempel förmågan till partikeladsorption minskar. (Perkins & Underwood, 2001) Det har även visat sig att en högre temperatur inte bara påverkar sedimenten rent fysikaliskt utan att det även medför en högre aktivitet hos mikroorganismerna. Nivån av aktivitet är betydande för såväl upptag och lagring som graden av fosforfrisättning. (Söndergaard et. al., 1993) Det har dokumenterats fall där en vattentemperatur på över 18 ° C, som en följd av detta, har lett till en fosforfrisättning i aeroba (syrerika) vatten, lika hög som den i anaeroba. (Pettersson, 1998) Den ökade bioturbationen leder också till att sediment även på djupare nivåer luckras upp och blir delaktiga i interaktionen med vattnet. (Kleeberg & Kozerski, 1997)

Även gasbildning i sedimenten kan leda till uppluckring och resuspension av partiklar. (Söndergaard et. al., 1993; Pettersson, 1998) Det har i enstaka fall visat sig att djupare liggande sediment är med och påverkar vattenkemin (Kleeberg & Kozerski, 1997), men i de flesta fall är det bara det övre lagret, några centimeter, som påverkar sjön. Därunder minskar påverkansgraden successivt med avståndet till sedimentytan. (Söndergaard et. al., 1993) Sediment på nivåer djupare än drygt en decimeter kan anses vara ”historiska” eftersom de med största sannolikhet inte kommer att påverka eller påverkas av förhållandena i vattnet. (Rydin & Lindqvist, 1999)

Syreförhållande

En stor del av fosfatet som är bundet i sjösedimenten är bundet till järn (Petticrew & Arocena, 2001), dels utfällt som jonförening och dels absorberat i oxider av järn eller aluminium. Primärt bildas järnoxidhydroxider (FeOOH) som tar upp fosfat. Även mangan (Mn) binder till fosfor på liknande sätt som järn, men har inte samma betydelse eftersom det inte förekommer i lika höga halter. Så länge bottenvattnet är syresatt kommer fosfor att ligga fast, men då vattnet stundtals är syrefattigt eller syrefritt kommer järnets fosfatbindande förmåga att upphöra. Järn- och aluminiumoxider reduceras under anaeroba förhållanden med följderna att det absorberade fosfatet släpps fritt, och det till fosfat bindningsbara trevärda järnet (Fe^{3+}) reduceras till tvåvärt järn (Fe^{2+}) med följderna att fosfatet går i lösning. Av denna anledning är det av stor vikt att bottenvattnet hålls syresatt så att fosfatet förblir bundet. En sjö med stor mängd järn i sedimenten fungerar under aeroba förhållanden ofta som fosforsänka, men då förhållandena istället blir anaeroba kommer lika stora mängder fosfat som en gång lagts fast, att kunna släppas fria. (Ramm & Scheps, 1997) Sedimenten internbelastar ibland sjön mer än den tidigare varit externbelastad eftersom frisättningen kan ske plötsligt, till skillnad från fastläggningen som sker successivt med tillförd mängd fosfat.

Sjövattnets syresättning är i princip helt beroende av väder och vind. Vind påverkar vattnet på flera sätt, dels genom vattenomblandning, och dels genom uppvirvling av botten sediment. Att partiklar kommer i suspension kan, beroende på omständigheterna, leda både till en ökad fosfathalt eftersom mer, eventuellt fosfatrikt, sediment exponeras för vattnet, och till en minskad fosfathalt tack vare att fosfatet lätt adsorberas till partiklarna. (Kleeberg & Kozerski, 1997) Under vår och höst sker kraftiga vattenomblandningar med syresättning av hela vattenmassan som följd. Sommarens svaga vindar och temperaturskiktning (termoklinen) gör att bottenvattnet i många sjöar inte syresätts alls. Syret förbrukas successivt av de bottenlevande mikroorganismerna som bryter ned organiskt material som fallit till botten. Fosfatrikt material läcker fosfat såväl på väg ned till botten som då det väl sedimenterat. (Pettersson, 1998)

I och med att vattnet blir varmare på vår och sommar, ökar bottenfaunans aktivitet med följderna att frigörelsen av fosfat också ökar. Då förhållandena blir syrefria löses fosfat ut ur sedimenten och sprids i vattnet så att även icke bottenlevande växtlighet, såsom blågröna alger, kan dra nytta av detta. Spridningen av fosfat försåras, tursamt nog, av den ringa omblandningen mellan vattnet över och under termoklinen samt av att då det fosfatrika bottenvattnet når mer aeroba vatten kommer det att blandas med oxiderade järnjoner som faller fosfat. (Caraco et. al., 1993)

Vintern medför liknande förhållanden som sommaren, på grund av svagare vind och stundtals istäckning. På vintern är tillväxten av alger inte så stor, och inte heller nedbrytningen av organiskt material, men fosfatet som finns fritt i vattenmassan kommer att användas så fort tillväxtsäsongen börjar. Under sommarsäsongen är organiskt bundna fosforformer av störst betydelse, medan oorganiskt bundet och suspenderat fosfor är viktigare under vår och höst, då omblandningen är stor. (Pettersson, 2001)

Järn och Fe/P-kvot

Järn är ett av de viktigaste ämnena vad gäller fosforkemin i sjöar, men det är viktigt att poängtera att tillståndet i en sjö inte bör bedömas genom att uteslutande förlita sig på mätningar av järninnehåll. Det är många gånger andra faktorer som påverkar enskilda sjöar, exempelvis växtlighet, och således är det viktigt att undvika att dra alla sjöar över en kam. (Kairesalo & Matilainen, 1994) Järnet spelar generellt sett en mycket stor roll vad gäller fosforbelastningen i sjöar, många gånger den enskilt största, men det är långt ifrån den enda faktorn som behöver utredas då en sjö är i behov av restaurering.

Det är inte bara tillgängligheten av järn som har betydelse för bindningen av fosfat. Mängden järn i förhållande till mängden fosfat, hög Fe/P-kvot, är också avgörande. (Kleeberg & Kozerski, 1997) Om sedimentet är rikt på järn ges större möjligheter till bindning. Detta är speciellt viktigt eftersom det i många fall finns andra föreningar som också binds till järnet och därmed blockerar platsen för fosfatet som då hålls i lösning. Mycket järn ger naturligtvis fler potentiella bindningsmöjligheter för fosfatjonerna.

Sulfat

När vattnets innehåll av sulfat (SO_4^{2-}) ökar, kommer detta att påverka Fe/P-kvoten. Påverkan kan bli betydande speciellt i sjöar vars bottensediment innehåller förhållandevis lite järn, och där en stor del av fosfatet är bundet till detta. (Söndergaard et. al., 1993) Sulfatet reduceras vid anaerobi till svavelväte (H_2S) som därefter lätt binds till järn. Det är bildningen av dessa, under syrebristen olösliga, järnsulfider (FeS och FeS_2) som förbrukar järnet. Olyckligtvis kommer järnet även under framtida aeroba förhållanden att till stor del fortfarande vara bundet till sulfiden, vilket alltså kommer att försvåra återutfällningen av fosfatet. (Kleeberg & Kozerski, 1997)

Sulfatet binder till järnet som då i sin tur släpper fosfatet till bottenvattnet; Fe/P-kvoten minskar alltså på två sätt. Kvoten som före industrialiseringens omfattande svavelutsläpp, framförallt i form av atmosfäriska utsläpp genom förbränning av fossila bränslen, beräknas ha varit ungefär fyra, ligger idag istället runt två vilket motsvarar halter då sjöbottnarna sannolikt läcker fosfat. (Caraco et. al., 1993) Forskning visar att kvoter på 15-20 kan få frisläppandet av fosfor att helt avstanna. (Söndergaard et. al., 1993; Ramm & Scheps, 1997)

Nitrat

Det har visat sig att närvaron av nitrat (NO_3^-), som till stor del tillförs sjövattnet från jordbruket, kan påverka internbelastningen i en sjö både positivt och negativt. Processerna kan vara relativt komplicerade, men vissa övergripande tendenser har dokumenterats. Då löst syre finns att tillgå kommer troligtvis en del av detta att bindas upp genom nitrifikation vilket därigenom kan bidra till ökat fosforläckage ur bottensedimenten. Under syrefattiga förhållanden kan nitraten snarare tjäna som syrekälla åt bakterierna som då inte förbrukar syret som håller järnet oxiderat. (Kleeberg & Kozerski, 1997)

Att nitrat från jordbrukets gödningsmedel läcker ut i våra vattendrag behöver alltså inte alltid vara negativt, men kan likväl vara det. Effekten nitrat har på fosforfrisättningen i sjövattnet är inte helt klarlagd. (Söndergaard et. al., 1993) Att tillföra nitrat som restaureringsmetod är därför inte tillrådligt.

Reparativa åtgärder – Restaurering

När övergödningen av en sjö gått så långt att preventiva åtgärder till synes inte längre spelar någon roll, måste andra metoder tillgripas för att få sjön att återhämta sig. Eftersom det, i nästan alla sjöar, är fosfor som är det tillväxtbegränsande ämnet är det oftast tillgängligheten av denna som på något sätt måste reduceras. Det finns en stor mängd olika restaureringsmetoder som alla syftar till att förbättra sjökvaliteten, dock är tillvägagångssätten att nå målet, mycket olika. Metoderna kan delas in i fyra kategorier beroende på vad de syftar till att åstadkomma.

En kategori av metoder har ofta huvudsyftet att skapa förutsättningar för aktiviteter i eller runt sjön, exempelvis göra den attraktiv för bad, fiske eller som rastplats för fåglar. Metoderna går i princip ut på att öka siktdjupet eller att begränsa vegetationen i eller runt sjön. Till dessa metoder hör bland annat vattenståndshöjning, vattenståndssänkning, reduktionsfiske och karpinplantering. (Se bilaga nr. 1 för beskrivning av metoderna.)

Övriga metoder syftar till att reducera tillgängligheten av fosfor i sjövattnet. Detta uppnås antingen genom fastläggning eller genom avlägsning. Under kategorien ”fastläggning av fosfor” kan nämnas kemisk fällning samt luftning och oxidering av vattenmassa respektive sediment. Metoderna binder fosfor på sjöbotten för att minska internbelastningen. Under kategorien ”avlägsning av fosfor” nämns metoder som muddring och slätter, som helt enkelt för bort fosfor ur sjön. Ytterligare en kategori, ”vattenförbättrande åtgärder” syftar till att minska näringshalten, och öka syrgashalten i vattenmassan vilket då medför en bättre situation i sjön. I detta sammanhang är de tre senare kategorierna av intresse eftersom dessa påverkar fosforsituationen i sjön.

FASTLÄGGNING AV FOSFOR

KEMISK FÄLLNING

Metoden går ut på att fosfatet i bottenvattnet faller ut och läggs fast, och därmed blir otillgängligt för exempelvis algproduktion. En flytande lösning av fällningskemikalien blandas med sjövattnet och sprids sedan ut i bottenvattnet. Kemikalierna kan även tillsättas direkt till ytvattnet vilket då kommer att påverka hela sjön på både gott och ont, en metod som ofta används i USA. (Carlsson, S-Å., 1999)

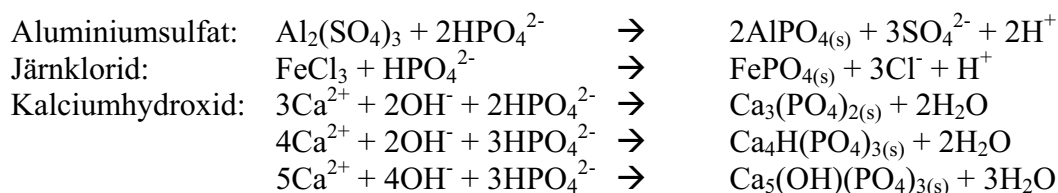
Vilken metod som än används, är effekten dubbel. Dels försvinner fosfatet ur vattenmassan eftersom det faller ut, dels lägger sig fällningen som ett lock på botten och förhindrar därmed läckage av fosfor ur sedimenten. Fosfathalterna i vattnet minskar och internbelastningen hämmas.

Om externbelastningen reducerats kommer förhoppningsvis ett mindre näringsrikt sediment att överlagra det kemiska ”locket” som då blir ännu mer stabilt. Om sjön däremot utsätts för en fortgående externbelastning varar effekten förmodligen inte mer än ett fåtal år, eftersom ett nytt internbelastande sediment då snabbt bildas ovanpå fällningen. Om en stor mängd aluminium tillsätts är det sannolikt att effekten blir mer långvarig, men då måste också riskerna beaktas i högre grad.

Rent kemiskt finns det ett antal metoder som alla bygger på de naturliga utfällningsreaktionerna som pågår i en sjö. De vanligaste ämnena som används vid utfällning är aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), järnklorid (FeCl_3) och kalciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Metalljonerna som där ingår (Al^{3+} , Fe^{3+} och Ca^{2+}) binder alla med lätthet till fosfatjonen

(PO_4^{3-}). Fällningen som bildas faller till botten och begravs förhoppningsvis i sedimenten så att fosfatet inte kan lösas ut på nytt.

De huvudsakliga reaktionerna som sker vid tillsats av de tre, ovan nämnda, vanligaste fällningskemikalierna då dessa blandar sig med fosfathaltigt sjövattnet är (Weiner, 2000):



Val av fällningskemikalie

Det finns vissa aspekter som bör utredas innan metoden används. Det är till exempel viktigt att vattnet inte är syrefritt vid användandet av järn som utfällningsreagens eftersom detta kräver syre för utfällning. Val av tillsatsämne beror därför på sjöns förhållanden vad gäller exempelvis syrgashalt och pH; i princip används järn under sura förhållanden, aluminium under neutrala, och kalcium under basiska. Även faktorer som kemikaliekostnad och eventuellt övriga krav på utfällningen spelar roll. Om halten fosfat är hög, ca 1,0 mg/l, i vattnet som ska behandlas, används främst aluminium eller järn. Lägre halter behandlas med fördel med kalcium vid högre pH, teoretiskt är pH 11 optimalt.

Eftersom fosfatutfällning med järn eller aluminium är som störst vid lågt pH, och utfällningen med kalcium är som störst vid högt pH, är fosfat mest lösligt vid neutralt pH i sediment som innehåller alla tre metallerna. (Wittgren, 1994) Om mycket hydroxid (OH^-) finns i vattnet kommer detta att reagera med de tillsatta metalljonerna och bilda metallhydroxid. För att komma undan problemet tillsätts större mängd, ibland tre gånger så mycket, av metalljonerna som då även kommer att reagera med fosfatjonerna.

Risker

Att tillsätta kemikalier direkt till sjövattnet är en offensiv metod som många gånger visat sig vara lyckad och effektiv, men som samtidigt kan vara riskabel. De tillsatta kemikalierna är oftast aluminiumsalter, sulfat eller klorid, eller järnklorid. Vanligast av dessa är aluminiumsulfat eftersom denna visat sig ge bra resultat. Fördelen består främst i att aluminium inte är lika känsligt för förändrade redoxförhållanden som järn är. Vid syrebrist reduceras järnet till en form som inte längre binder fosfat, medan aluminiumet är oförändrat.

Aluminium kan, om noga kontroller inte utförs och halten regleras, vara giftigt. Det är mycket viktigt att vattnet håller sig inom pH-intervallet 7-8,5 och absolut inte går utanför intervallet 6-9. Vid ett för högt pH bildas aluminiumhydroxider ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$) som sätter igen fiskarnas gälar, med kvävning som följd. Vid för lågt pH, till exempel i försurade sjöar, blir aluminiumjonhalten hög, även då med skadeverkan som följd. Det är alltså av största vikt att förhållandena i sjön noggrant bedöms så att inga misstag begås. Att aluminiumsulfat sänker pH ska naturligtvis också noteras. Tillsatsen bör ske då halten oorganisk fosfat är som störst, eftersom organisk fosfor inte faller ut lika effektivt. (Pettersson & Wallsten, 1990)

Aluminium är naturligt förekommande i sediment. Det finns inga tecken på att aluminiumet skulle vara farligt så länge pH inte blir för högt eller för lågt. Komplexbildningen som sker då pH-värdet är optimalt, är momentant och utan negativ påverkan på vare sig flora eller fauna. Skulle sjön i framtiden bli försurad kan urlakning ur sedimenten och naturlig tillförsel av aluminium skapa problem, men i detta större perspektiv är den förhållandevis låga dosen tillförd aluminium försumbar, och således ingen direkt orsak till oro. (Carlsson, S-Å, 1999)

Tillsatsen av sulfat till sjövattnet kan medföra att järnet som annars binder till fosfat, istället bildar svårösliga järnsulfider efter sulfatets reduktion, vilket alltså ökar fosfathalterna i vattnet. Ett eventuellt samband mellan detta och aluminiumsulfattillsats är inte utrett.

Sammanfattningsvis kan sägas att användandet av kemikaliefällning i sjöar är en bra men relativt känslig metod. Många gånger kan resultatet vara lyckat, men för att vara säker på att inte orsaka negativa effekter måste förhållandena i sjön utredas ordentligt. Det ska mycket till för att det ska gå illa, men att en positiv effekt uteblir eller blir kortvarig kan vara illa nog. Om sjön inte är i behov av drastiska åtgärder kan en säkrare metod vara mer lämplig. Vid behov av en omfattande åtgärd, är metoden ett bra alternativ. (Se bilaga nr. 2 för fallstudier.)

LUFTNING OCH OXIDERING

Andra metoder som också påverkar de kemiska förhållandena i en sjö, är luftning eller oxidering. Metoderna går ut på att påverka redan befintliga ”bindningsmedel” i sediment och vattenmassa. Detta görs antingen genom att på olika sätt tillföra syre till botten och bottenvattnet, eller genom att med andra kemikalier oxidera sedimenten. På båda sätten skapas aeroba förhållanden som förhindrar att det naturliga järnet reduceras och därigenom frisläpper bundet fosfat.

Luftning

Luftning utförd genom att ställa ned en luftpump på botten gör dels att vattnet som kommer i kontakt med bubblorna syresätts, men även att syresättning sker genom att en turbulens och vattenomblandning skapas. Som i ett akvarium. Syresättning av bottenvattnet medför att detta kan tjäna som livsmiljö för syrekrävande arter, exempelvis fiskar, som annars begränsas till vattenmassans övre del. Det är dock av stor vikt att en eventuell skiktning inte förstörs, och således bör alltså inte vertikal turbulens skapas. Om temperaturskiktningen, termoklinen, som sommartid bildas i många sjöar, rubbas kan detta leda till att fosfatrikt bottenvatten tillåts möta det algrika ytvattnet med följderna att en omfattande alg tillväxt kan ske. Målet är alltså att skapa aerobi i bottenvattnet utan att detta medför vertikal turbulens.

Det finns ett flertal olika typer av luftningsaggregat. Förutom vanliga tryckluftspumpar och metoder att pumpa upp vatten för effektiv luftning på land, finns andra typer av aggregat som syresätter bottenvattnet på plats. Funktionen är sådan att luft pressas ut ur ett munstycke under ett rör i vilket luften och, av draget, medföljande sjövattnet förs uppåt. Vattnet syresätts då det strömmar tillsammans med bubblorna. Vid slutet av röret samlas luften upp i en tratt och förs genom en slang tillbaka till land. Det syresatta vattnet förs åter ut i sjön. Metoden, som inte medför turbulens, har visat sig fungera, men någon långvarig syresättning av vattnet har inte dokumenterats. (Pettersson & Wallsten, 1990)

Oxidering

Det finns även andra sätt att skapa aerobi vid botten, men då direkt i sedimentet. Riplox-metoden går ut på att botten sedimentets övre en till två decimeter oxideras med nitrat. Ett aggregat, en så kallad sedimentharv, med rör nedstuckna i sedimentet, dras över botten. Genom rören tillsätts en kalciumnitratlösning ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$), järnklorid (FeCl_3) och kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Nitraten används för oxidation av bottenens organiska material. Kvävet blir då, via denitrifikation, till kvävgas som avgår till atmosfären. Järnkloriden tillsätts för att med ökad mängd trevärt järn, skapa förutsättningar för fosforbindning. Kalken ska tillse att pH hålls på en nivå som ger goda möjligheter till denitrifikation. Tillförseln av kemikalierna kan även kombineras med luftning vilket innebär att vanlig luft pressas ned i sedimentet. Vattnet blandas om och syresätts.

Metoderna kan anses ge en kortvarig effekt. Lyckade exempel finns, men ofta krävs långvarig användning för att ge resultat. Metoderna används troligtvis med fördel som komplettering till andra mer beständiga åtgärder – som ett sätt att initiera en ny ”livsstil” för en nyrestaurerad sjö. Som separata restaureringsmetoder kan de i många fall anses förhållandevis ineffektiva. (Se bilaga nr. 2 för fallstudier.)

AVLÄGSNING AV FOSFOR

MUDDRING

En metod som är mycket konkret och drastisk är muddring. Att muddra sjöbotten innebär att det övre sedimentlagret tas bort på mekanisk väg. Det kan röra sig om allt från ett par decimeter till ett par meters sedimentdjup. Metoden går alltså ut på att den, på grund av organiskt material, syretärande och näringsrika sedimentmassan avlägsnas så att denna inte längre kan påverka sjöns ekosystem genom exempelvis läckage av näringsämnen. En positiv bieffekt av muddringen är att sjödjupet ökar, något som begränsar livsutrymmet för bladvass och annan vegetation som ibland får sjöarna att växa igen.

Typer av muddring

Det finns många varianter av sedimentmuddring. Övergripande kan sägas att grävuddring och suguddring är de dominerande metoderna, men att dessa oftast inte är renodlade. Det är vanligt med kombinationer av de båda metoderna för att nå bästa resultat. En hel del maskiner har utvecklats för att klara av de varierande miljöerna. Ofta är sjöns omkringliggande mark inte bärkraftig nog för att tunga maskiner ska kunna framföras där; lättare maskiner erfordras. För att klara av muddring av botten i sjöns mitt krävs flytande muddringsverk och maskiner. En klar fördel är om maskinerna kan ta sig fram med lågt djupgående, så att de även kan arbeta på grunda vatten. Med sugmudderverk sugs sedimentet från botten och pumpas upp på land. Ofta krävs maskiner med kraftiga skärare eller dylikt eftersom vattenvegetationens rotfilt ofta är mycket kraftig och seg.

På senare år har det vuxit fram nya tekniker för muddring. Med frysmuddring lyfts kakor av sediment ur sjöbotten efter det att de frusits med en köldbärarvätska som genom frysceller leds ned i sedimentet. Tekniken lämpar sig särskilt väl på platser där det kan vara svårt att komma åt med konventionella muddringsverk, i strömmande vatten och på platser där föroreningshalten är hög. Spridningen av sediment är liten eftersom precisionen och täckningsgraden är hög. De frusna sedimentklumparna är lätta att borttransportera och göra sig av med på lämplig plats, som alltså inte behöver vara i muddringens närhet. (webbplats frigeo, 2003)

Risker

Det är viktigt att tänka sig för innan en muddring genomförs. En muddring innebär en stor omställning för sjön vilket i förlängningen kan påverka den negativt. I och med muddringen sprids det uppslammade materialet och grumlar vattnet. Grumlingen minskar ljusinstrålningen vilket leder till en minskad växtproduktion, på både gott och ont. Bottenfloran och –faunan är mekaniskt skadad efter ingreppet, men detta kan ju rent av vara meningen med muddringen. Hur länge grumlingen består beror dels på typen av sediment och dels på geomorfologin och de hydrologiska förhållandena på platsen. Snart återkoloniserar den nya, kala botten av både växter och djur, och några bestående effekter märks inte av. Till en början sker återkolonisationen av enstaka, enklare organismer men efter ett par år kan bottenmiljön återigen anses moget, även om det fortfarande saknas vissa typer av organismer. (Blomqvist,

1982) Men grumlingen kan skapa problem för fisksamhället. Om sedimentet rörs om och slammas upp vid fel tidpunkt kan detta störa fiskarnas parningslek och skada deras ägg, vilket skulle vara speciellt olyckligt om ett friskt fiskbestånd var en av målsättningarna med restaureringen.

Ett annat stort misstag kan vara att muddra en förorenad botten eftersom föroreningarna då återigen blir fria. Även näringsämnen frigörs vilket också kan skapa problem, speciellt om muddringen utförs i strömmande vatten då transporten av både uppslammat material, näringsämnen och föroreningar kan påverka vattendrag nedströms i systemet. Risken finns även att botten efter muddringen får en annan karaktär, och att materialtransporten påverkas. Vid tippning av muddermassor är det viktigt att se till att botten är en så kallad ackumulationsbotten där grumligheten effektivt sedimenterar på några dagar eller någon vecka beroende på kornstorlek. Trots vissa risker, är de ekologiska effekterna av muddringen dock inte speciellt stora och utdragna såvida den utförs på riktigt sätt. (Naturvårdsverket, 1985; Blomqvist, 1982)

Att avlägsna den förorenade eller kraftigt näringsrika sedimentmassan kan tyckas vara ett effektivt sätt att bli av med problemen, men det är inte alltid så enkelt. Ibland kan resultatet bli det motsatta. Sediment som varit begrävt och slutat påverka, kan virvlas upp och återigen börja delta i näringsbalansen. Om inte önskad växtlighet tas bort ordentligt, kan den vara tillbaka inom en snar framtid. Om inte externbelastningen upphör eller kraftigt minskas kommer problemen förmodligen snart tillbaka. Sedimentationshastigheten är också av betydelse. Det är ofta lämpligt att kombinera ett flertal olika metoder för att nå ett tillfredsställande resultat.

Det är mycket viktigt att allt näringsrikt sediment tas bort. Om en del av sjön lämnas omuddrad kan utläckaget av fosfor ur detta sediment göra att sjövattnet fortsätter att vara näringsrikt med algbloomningar och kraftig vegetationstillväxt som följd. Sedan när denna rikliga biomassa dör, sedimenterar den på botten och blir till ett nytt heltäckande och näringsrikt sediment.

Det finns många exempel på muddrade sjöar, en del har fått nytt liv efter muddringen, andra har inte uppnått samma goda resultat utan har istället blivit ett kostsamt projekt utan verkan. Sammanfattningsvis kan sägas att muddring generellt är en mycket kostsam och riskfylld åtgärd, som inte bör användas i onödan. I teorin anses metoden mycket bra eftersom en stor del näring avlägsnas, internbelastningen avbryts och sjödjupet ökar, men i praktiken är det mycket som kan gå snett och därför måste försiktigheten betonas. (Se bilaga nr. 2 för fallstudier.)

VEGETATIONSBORTTAGNING

Att skörda eller bränna växtlighet är effektiva och relativt säkra sätt att avlägsna näringsämnen. Dock är det viktigt att inte lämna kvar resterna eller askan eftersom näringsämnena då återförs och ger upphov till ny växtlighet. Förutsatt att sjön inte är kraftigt förorenad med exempelvis tungmetaller, kan skörden med fördel användas som djurfoder, som näring till åkerbruket eller som energikälla då metangas framställs genom rötning. (Tonderski et. al., 2002)

Beskärning

Hur en beskärning av strandvegetation, främst bladvass, ska utföras är omstritt. Vissa menar att ca 80 % av växtmassan finns i botten, och att vassen därför bör klippas på våren då det mesta av plantorna med lätthet kan klippas bort. På sensommaren är vassen så tät och hög att det blir svårt att få bort allt. Andra förespråkar en beskärning på just sensommaren eftersom

växtmassan då är som störst och störst mängd näringsämnen således kan avlägsnas. Den bästa varianten är förmodligen ett mellanting –att på sensommaren eller vintern utföra en beskärning, för att sedan återigen beskära på våren då vassen just börjat växa. På så sätt avlägsnas den stora näringsrika bladmassan och dessutom underlättas vårens arbete. (Rönningesjödiskussion, 1999)

Undersökningar har gjorts för att komma underfund med hur många gånger per säsong skörd bör ske för att vara mest gynnsam. Det verkar som att beskärning två gånger per år endast ger en marginell skillnad i biomassa, men att bortförseeln av näringsämnen blir högre. Detta beror på att färsk biomassa innehåller högre halt näring än en åldrande. Mängden näringsämnen som tas bort är ungefär dubbelt eller tre gånger så stor vid dubbla skördar som vid enkla, trots att alltså mängden biomassa endast är något större. Även lämpligheten för rötning och metangasproduktion förändras med antalet skördar per säsong. Vid dubbla skördar blir andelen rötbart organiskt material större, och således blir energiutbytet större. Dubbel skörd ger dubbel vinst. (Tonderski et. al., 2002)

Att beskära flytbladsvegetation skulle kunna ses som ett sätt att avlägsna fosfat från bottensedimenten. Växter som binder stora mängder fosfat i den flytande bladmassan fungerar som pumpar som vertikalt transporterar ämnen från botten till ytan. (Olli, 1996) Om växtligheten sedan försiktigt beskärs och tas bort, skulle detta kunna innebära att näringsämnen på ett naturligt sätt avlägsnas från sedimenten.

Näringsuttag

Slåtter och borttagande av vegetation innebär ett permanent borttagande av näringsämnen och kan därför anses vara en bra restaureringsmetod utan större risker. Tillåts växterna stå kvar kommer de vid nedbrytningen att återigen frisätta näringsämnena till vattnet. Dock kommer troligtvis en mindre del av näringen, ca 1-10 %, att på lång sikt avskiljas genom inlagring i förnan och våtmarkssedimenten. (Wittgren, 1994)

Växter förädlas till att kunna ta upp till exempel tungmetaller, men något som alla växter tar upp är näringsämnen. En sjö med låg externbelastning men hög internbelastning behöver bli av med främst fosfor. Att regelbundet skörda växtligheten är en relativt billig och bra åtgärd. Vid användandet av dammar, diken, översilningsytor eller andra våtmarkstyper för vattenrening och sedimentation, är det lämpligt att kombinera reningen med upptag i vegetationen.

Vissa sorters växtlighet tar upp mer näringsämnen än andra, och dessa kan därför med fördel etableras och skördas. Etableringen sker företrädesvis genom aktivering av befintlig fröbank, frösådd, införsel av exempelvis flytande växter, spridning av gytta innehållande lämplig fröbank samt plantering av skott eller rötter. (Wittgren, 1994) Lämpliga arter är bladvass, kaveldun, jättegröe och rörflen. (Tonderski et. al., 2002; Gunnarsson, 1997) De är lättetablerade och har speciellt god förmåga att ta upp fosfor.

I en sammanställning av fosforupptag per hektar och säsong ur avloppsvatten (Wittgren, 1994) visar sig rörflen framstående med sina 36-62 kg/ha, men även arter som sjösäv, 50 kg/ha, jättegröe, 30-48 kg/ha och bladvass 35 kg/ha står sig bra bland landväxande arter. Den art som enligt sammanställningen ger störst upptag är trädet pil som vid skörd av ved- och bladbiomassa ger en fosforavskiljning på 48-66 kg/ha, dock kan antas att pilodling och skörd därav medför större svårigheter än exempelvis odling och skörd av bladvass. Mer generella uppskattningar tyder på att en produktionsvåtmark, där vegetationen skördas, ger en genomsnittlig avskiljning av ca 50 kg fosfor/ha, dessutom avskiljs ca 500 kg kväve/ha och ca 500 kg kalium/ha. (Tonderski et. al., 2002) Huruvida detta är en lite väl optimistisk uppskattning får här vara osagt, men näringsupptaget varierar troligtvis kraftigt inte bara beroende på vegetationstyp, utan även på våtmarkstyp, vattnets koncentrationer av näringsämnen, jordmån och andra faktorer.

Sammanfattningsvis kan sägas att vegetationsborttagning är ett enkelt och säkert sätt att avlägsna näringsämnen. Det finns inga egentliga risker med metoden; det krävs ingen snabbhet eller större planering, men bortförelsen kan uppgå till så mycket som flera tiotals kilogram per hektar slagen yta. Metoden kan med fördel användas i alla övergödda sjöar som har ett betydande bestånd av exempelvis bladvass.

VATTENFÖRBÄTTRANDE ÅTGÄRDER

En del mindre drastiska åtgärder för att skapa högre sjövattnets kvalitet är olika typer av vattenförbättrande åtgärder. Generellt kan sägas att inte någon av metoderna medför någon speciell risk för sjön, eftersom de i princip syftar till att leda bort vatten för syresättning och näringsreduktion, för att sedan leda tillbaka det, eller motsvarande vatten, med högre kvalitet.

VATTENUTBYTE ELLER LUFTNING

Ett sätt att förbättra förhållandena i bottenvattnet, är att helt enkelt byta ut det mot rent vatten. Det finns olika varianter. Antingen pumpas det övergödda, syrefria bottenvattnet bort eller så tillförs rent dricks- eller sjövattnet. Men det mest effektiva är kanske att både pumpa bort och fylla på, så att vattnet byts ut. Om vatten från andra vattendrag används till påfyllning eller utbyte är det naturligtvis viktigt att detta inte innehåller höga halter av näringsämnen eller annat som inte är önskvärt, och att recipienten som tillförs det sämre vattnet är tålig. Många gånger kan det vara lämpligt med någon form av luftning innan vattnet släpps ut.

En annan variant är att sjövattnet pumpas upp, luftas och förs tillbaka till sjön. Luftningen kan ske till exempel genom att vattnet leds i en bäckfåra, över ett vattenfall eller dylikt. (Se bilaga nr. 2 för fallstudier.)

RENINGSVERK

Sjövattnet, eller tillströmmande dagvatten, kan med fördel renas i någon typ av reningsverk med kemisk eller biologisk rening, för att sedan återföras till sjön. I dagens konventionella reningsverk renas vattnet mekaniskt, biologiskt och kemiskt. I reningsverkens sedimentationssteg försvinner partiklar till vilka fosfor är bundet, i den biologiska reningen sker fosforreduktionen genom upptag i mikroorganismer vilka sedan avskiljs genom sedimentering eller flotation. För avskiljning av fosfat är dock den kemiska reningen den mest betydelsefulla. Genom tillsatts av fällningskemikalier bildas flockar som sedan kan avskiljas med någon partikelavskiljningsmetod. De vanligaste kemikalierna vid fällning är aluminium, järn och kalcium. Tekniken har säker och hög reningseffekt. (KTH, 1998) (Se bilaga nr. 2 för fallstudier.)

KONVENTIONELL RENING I LITEN SKALA

I många fall är det orealistiskt att tänka sig en sjö- eller dagvattenrening i konventionellt reningsverk, men det finns en mängd olika varianter på liknande reningmetoder. En relativt enkel metod är att tillsätta fällningskemikalier direkt i ett tillflöde. Det kan vara en näringsrik bäck eller en dagvattenkylvert som mynnar i en sjö. Vid tillsatts av kemikalier är det lämpligt att anlägga en sedimenteringsbassäng omkring utloppet mynning så att de utfällda fosfatföreningarna sedimenterar på en begränsad bottenyta som vid behov kan sugmuddras. (Perkins & Underwood, 2001)

ÖVERSILNING

Det finns även andra varianter av damm- eller våtmarkssystem som på plats renar tillströmmande vatten, eller bottenvatten, från ett eller flera oönskade ämnen. En sådan variant är att använda sig av översilningsytor; markytor över vilka vattnet får strila. Vattnet syresätts, partiklar avsätts, fosfor och kväve binds och fälls ut samt tas upp i växtligheten. Slutligen rinner vattnet av egen kraft tillbaka ned till sjön. Reningsgraden kan variera kraftigt beroende på exempelvis jordförhållanden och växtlighet, men en fosforrening på ungefär 50 % kan anses rimlig. Om jordförhållandena på platsen är goda kan vattnet med fördel infiltreras, och alltså med grundvattnet återföras till sjön. Om översilningsytan är bra konstruerad fungerar den som en effektiv fälla för partiklar vilka ofta för med sig fosfor, men även fosfatfosfor renas tillfredsställande.

Effekten av översilning är inte lika väl dokumenterad som många andra restaureringsmetoder, endast ett fåtal studier har utförts. Det har i en testanläggning visat sig att olika beskickningsmetoder av vattnet har en underordnad betydelse för reningseffekten. Fosfor renas tydligen lika bra, oavsett om vattnet flödar ut eller sprids med sprinkler. Däremot spelar den hydrauliska belastningen en större roll. Bäst fosforrening erhöles vid låg belastning, troligtvis eftersom kontakten mellan mark, vatten och luft då är bättre. Under sommarsäsongen kunde fosforreningen vara upp till 77 %. Sedimentprover tagna i översilningsytan visade att sedimentet innehöll förhöjda halter av fosfor som till störst del låg partikelbundet i jorden. (Turner et. al., 1994) Trots att den procentuella reningsgraden blir större med minskad belastning, blir den faktiska fosforavskiljningen, till en viss gräns, större med ökad belastning eftersom volymen behandlat vatten per tidsenhet då är större.

Ett sätt att öka adsorptionsförmågan hos sedimentet på en översilningsyta är att utsätta den för belastning endast växelvis eller i intervall, så kallad intermittent drift till skillnad från kontinuerlig drift. Med tiden omvandlas lösare bunden fosfor till mera stabila former, vilket tydligen påskyndas om sedimentet är omväxlande vått och torrt. En annan effekt av intermittent drift är att sedimentets vittring ökar, vilket leder till större partikelytor för adsorption. (Wittgren, 1994)

Att blanda in exempelvis kalciumhaltigt material i filter och ytor har på en del platser visat sig vara effektivt. Att fälla fosfor med kalcium är en process som är långsiktig, men resultatet kan enligt uppgift bli en fosforreduktion på tusentals kilogram per hektar och år, naturligtvis förutsatt att systemet utformats på ett bra sätt och att vatten, sediment och annat har fördelaktiga egenskaper. (Gunnarsson, 1997)

Mörtsjön

I Täby kommun, norr om Stockholm, beslöts om åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten i den lilla sjön Mörtsjön. Målet var främst att syresätta vattnet, men även att få bort fosfor. Valet föll på att anlägga en kalkad översilningsyta med dammar, över vilken sjöns bottenvatten silas.

TÄBY KOMMUNS SJÖAR

I Täby kommun har vissa mål och riktlinjer satts upp för hur kommunens sjöar ska vara beskaffade. Förutom vissa speciella krav för enskilda sjöar finns en rad allmänna, som gäller samtliga sjöar. Sjöarna ska ha en öppen vattenspegel, en differentierad fisksammanställning och ett balanserat ekosystem. Det ska finnas förutsättningar för ett rikt fågelliv och vattnet ska vara badbart. Vad gäller näringsämnen och dylikt finns, förutom det generella målet att sjöarna inte får belastas med mer näringsämnen än de klarar utan en vattenkvalitetsförsämring, även mer direkta gränsvärden: syremättnad i bottenvattnet på minst 40 %, fosforhalt i ytvattnet på maximalt 30 µg/l och siktdjupet bör vara minst 2 m. Dessutom finns generella mål som exempelvis att bevara våtmarker, minska dagvattenbelastningen liksom samarbete mellan kommunerna.

Sjöarna i Täby kommun lider, med endast ett undantag, av för höga halter av näringsämnen, speciellt fosfor. Den lilla skogssjön Käringsjön är naturligt näringsfattig, de små till mellanstora sjöarna Gullsjön, Mörtsjön, Fjäturen och Rösjön bedöms vara näringsrika och de större sjöarna Rönningesjön, Ullnasjön och Vallentunasjön är mycket näringsrika. (Gustafsson & Lindqvist, 2002; Täby kommun, 1995) Valet att utföra förbättrande åtgärder i just Mörtsjön kom inte av någon speciell orsak. Sjön är liksom de övriga sjöarna inom kommunen, föremål för åtgärder av den anledningen att det ligger i kommunens intresse att sjöarna hålls friska. Det var inga specifika händelser eller förändringar som föranledde restaureringsåtgärden.

BESKRIVNING AV MÖRTSJÖN MED OMGIVNING

Mörtsjön är en polyhumös skogssjö belägen vid Skarpäng, ett bostadsområde i västra delen av Täby kommun. Sjön är med sina fyra hektars area, 0,04 km², relativt liten, men är förhållandevis djup. Medeldjupet är 2,9 m men i sjöns mitt, där den är som djupast, går det ned till 4,2 m djup vid medelvattenstånd. Vattenståndet varierar normalt upp till 0,3 m men kan ibland vara ett par decimeter större. Omsättningstiden bedöms till ungefär ett halvår. Sjöns totala volym är ca 140 000 m³ medan den stundtals syrefria bottenvattenvolymen, volymen räknat från botten och en meter upp, bedöms vara ca 20 000 m³.

Mörtsjöns flora består främst av en gungflybaserad strandvegetation av vass, säv, smalkaveldun och starrarter samt en flytbladsvegetation av gäddnate och näckrosor. Algsammansättningen är varierande. Fiskbeståndet utgörs av gädda, abborre och mört. Sjöbotten består av lösa finpartikulära sediment.

TILLRINNINGSOMRÅDE

Mörtsjöns ca 2 km² (Täby kommun, 2003) stora tillrinningsområde är till ungefär lika stora delar dels beklätt med skog och annan naturmark, och dels bebyggt med bostäder av småhuskaraktär. Från bostadsområdet, Skarpäng, leds dagvattnet i en stor kulvert som mynnar i sjöns sydöstra vik. Dagvattnet rann tidigare via kulverten direkt ut i sjön, ca 30 m ut från stranden. Idag har en sedimenteringsbassäng av flytväggar anlagts omkring kulvertens mynning. Övriga tillflöden är, den oftast torrlagda, bäcken från den norrut liggande Käringsjön samt ytterligare tre mindre dagvattenledningar mynnande i närliggande våtmarker. Sjöns utflöde utgörs av ett sankt område i sjöns nordvästra del, från vilket en bäck strömmar till sjön Fjäturen. (Figur 1)

Bebyggelsen inom tillrinningsområdet utgörs av radhus och villor med kommunalt avlopp och vatten. Inga uttalat nedsmutsande verksamheter är belägna runt sjön, varken industrier, genomfartsvägar eller jordbruk, dock påverkas sjön ändå starkt av dagvattnet. Bebyggelsen vid sjön ligger olyckligt nog mycket nära den södra viken. Idag råder dock ett utökat strandskydd runt de fortfarande obebbyggda delarna. Jordmånen i tillrinningsområdet består främst av morän och lera, i övrigt är berg i dagen vanligt förkommande. Vegetationen utgörs huvudsakligen av blandskog med inslag av sumpskog och ängsmark.

Väster och nordväst om sjön finns ett relativt stort område med sumpskog. Hela våtmarkskomplexet bedöms av länsstyrelsen ha mycket höga naturvärden, klass 1. Även här, men mest öster om sjön återfinns stora mängder av den sällsynta och fridlysta arten sumpviol (*Viola uliginosa*). En lokal med ett större bestånd av sumpviol beslöts år 1980 att bli klassat som naturminne, och är så än idag. (Länsstyrelsen i Stockholms län, 1980; 2000) All övrig natur inom tillrinningsområdet är även den skyddsvärd. Den bedöms som känslig för påverkan, och extra värdefull, klass 2.

Sjön används till bad och fiske även om stränderna på de flesta håll är otillgängliga. Motorbåtstrafik är förbjuden. Naturområdet omkring sjön används flitigt för rekreation. Ett elljusspår är anlagt för löpning och promenader. Skogen används till bär- och svamplockning.

EXTERN- OCH INTERNBELASTNING

Fyra punktutsläpp av dagvatten sker till Mörtsjön. Dels den större dagvattenkulverten som mynnar i sjöns södra del, och dels de tre mindre ledningarna som mynnar i våtmarker i sjöns närhet. Dagvattnet i de fyra utsläppspunkterna samlas upp i ett område som utgörs av uppskattningsvis 95 ha småhusbebyggelse och ca 7 ha parkmark (Täby kommun, 2003). Provtagningar (Fejes & Williams, 1994) visade att dagvattnet innebär en mycket stor källa till övergödning i Mörtsjön. Dagvattenutsläppen utgör det, till sjön, överlägset största tillflödet, och innehållet av näringsämnen däri är ibland flera gånger högre än halterna i sjövattnet. Under normala flöden är halterna av fosfor, främst fosfat, och kväve mer än dubbelt så höga som halterna i sjön.

Under provtagningsåret 1992-1993 uppskattades fosfortillförseln via dagvattnet till ca 40 av totalt 44 kg. Enligt teoretiska belastningsberäkningar (Täby kommun, 2003) med hjälp av schablonhalter, tillförs sjön ca 36 kg fosfor per år via punktutsläpp, varav ca 26 kg i den större utsläppspunkten. I princip all tillförd fosfor kommer till sjön via dagvattnet. Den diffusa tillrinningen sker från omgivande skogsmarker som är ca 90 ha, och tillför endast ca 2 kg fosfor per år. Tänkbara källor till dagvattenförorening i området är vägsnuts och trädgårdsverksamhet.

Det har vid beräkningar innan restaureringsåtgärderna sattes in, visat sig att fosforbelastningen till Mörtsjön måste minska med ca 36 kg årligen, motsvarande ca 73 %,

för att sjön ska kunna behålla sin nuvarande karaktär. Haltmässigt måste belastningen minska från 1,1 g/m² och år till 0,3 g/m² och år för att anses tolerabel. (Fejes & Williams, 1994)



Figur nr 1. KARTA ÖVER MÖRTSJÖN MED TILLRINNINGSOMRÅDE.

MÖRTSJÖNS KVALITET

Mörtsjön är näringsrik med hög produktion och nedbrytning av organiskt material som följd. Nedbrytningen förbrukar syregasen i bottenvattnet. Den omgärdande skogen är hög och hindrar därför vinden från att blanda om vattenmassan ordentligt. Omblandning sker därför endast under kortare perioder på våren och hösten då vattnet har jämn temperatur. Då sjön är skiktad uppstår syrebrist i bottenvattnet, med eventuell svavelvätebildning som följd.

Beslutet om åtgärder vid Mörtsjön föregicks av långtgående undersökningar (enligt nedan) av sjöns kvalitet både vad gäller sjövattnets innehåll, och bottensedimentets beskaffenhet.

SEDIMENTPROVTAGNING

I oktober 1999 utfördes en del provtagningar i Mörtsjön. (Rydin & Lindqvist, 1999) Det var sedimentprover som togs, och syftet med dessa var att undersöka fosforinnehållet både vad gäller bindningsform och på vilken nivå i sedimentet den återfanns. Proverna togs direkt i sjösedimentet, dels i bottenens djupaste del och dels i sedimentet nära dagvattenledningens utlopp.

Sedimentets innehåll av ”rörlig” fosfor, alltså fosforformer som relativt lätt kan bli tillgängliga för växtlighet, undersöktes. Till dessa räknas järnbunden fosfor, organiskt bunden fosfor på sedimentdjup mindre än en decimeter samt ”löst bunden” fosfor, det vill säga ammoniumkloridextraherbart fosfor såsom fosfat och i viss mån även adsorberad och absorberad fosfor.

Resultatet från provtagningen visade på låga koncentrationer av rörlig fosfor i sedimentet. I Mörtsjöns fall uppvisade sedimentproverna halter av rörlig fosfor på 3,0 respektive 1,1 g/m², vilket ger ett medelvärde på 2,1 g/m² bottenyta, medan dagvattendammen uppvisar värden på mer än det dubbla. I ytsedimentet fanns höga halter vara järnbunden fosfor; mer än 200 µg/g TS i den övre centimetern av sedimentet. Detta innebär att Mörtsjöns sediment har en god fosforbindningsförmåga under förutsättning att sedimenten är syresatta. Den stora nackdelen är att sedimentet vid syrebrist istället har stor potential att läcka fosfat som inte längre kan hållas bundet till järnet. Eftersom sedimentet innehåller så mycket järn kan följande internbelastning bli omfattande.

Att sedimenten, vid provtagningen, innehöll en så pass stor del järnbunden fosfor berodde troligen på att syreförhållandena i provtagningsmånaden var goda, tack vare höstomblandningen. Andelen järnbunden fosfor var speciellt hög i den övre centimetern av sedimentet, 230 µg P/g TS. Mer stabila former, såsom kalciumbunden fosfor återfanns i halter på 280 µg P/g TS i det övre sedimentskiktet, medan halten aluminiumbunden fosfor var låg, med 130 µg P/g TS. Räknat som andel av den totala mängden fosfor i sedimentet, 1 300 µg P/g TS, är ca 18 % järnbunden, ca 21 % kalciumbunden och ca 10 % aluminiumbunden. Resterande del utgörs troligtvis huvudsakligen av organiskt bunden fosfor. Det som är väsentligast för sjöns internbelastning är den höga järnhalten.

VATTENPROVTAGNING

Under ett års tid, mellan september 1992 och augusti 1993, utfördes en omfattande undersökning av Mörtsjöns vattenkvalitet. (Fejes & Williams, 1994) Syftet var att beskriva sjöns tillstånd och att föreslå åtgärder för en hållbar framtid. Fosfor- och kvävehalten mättes kontinuerligt under året, både i ytvattnet och bottenvattnet.

Sjön fanns vara mycket näringsrik med avseende på totalfosforhalten vars årsmedel uppgick till 59 µg/l. Fosforhalten varierade kraftigt under året såväl i ytvattnet som i bottenvattnet,

men generellt kan sägas att totalfosforhalten i bottenvattnet så gott som alltid låg något över halten i ytvattnet. De årliga variationerna uppvisade, som förväntat, halter med maximum i februari och juli månader. Anledningen till dessa toppar är att vattenomblandningen då är som lägst vilket leder till syrebrist i bottenvattnet, men det kan även bero på förändringar i sjöns tillflöden, bland annat dagvattentillflödet som står för den allra största fosfortillförseln. Totalfosforhalten varierade under året mellan 28 och 100 µg/l i ytvattnet, respektive mellan 36 och 130 µg/l i bottenvattnet.

Fosfatfosforhalten var stundtals också mycket hög, med maximum likt totalfosfor i februari och juli. Halterna varierade mellan ~ 4 och ~ 65 µg/l i ytvattnet, och mellan ~ 8 och ~ 65 µg/l i bottenvattnet. Även i detta fall hade bottenvattnet oftast högre halter, men sambandet är inte alls lika tydligt eftersom ytvattnet hade klart högre värden under och omkring toppen i februari. Anledningen till variationerna är densamma som för totalfosfor eftersom denna till stor del utgörs av fosfat. Att februari månad uppvisade höga fosfathalter berodde sannolikt på vinterns utläckage ur bottensedimenten i kombination med den förhållandevis ringa mängden organismer, plankton, som binder fosfatet till totalfosfor.

Årsmedelvärdet av totalkväve var under perioden 877 µg/l vilket klassas som måttligt. Halten ökade under vintersäsongen som en följd av ökad tillförsel från tillrinningsområdet och ökat ammoniumläckage ur bottensedimenten. Under den varmare delen av året blir kvävet till stor del otillgängligt dels genom att det binds i växtlighet, och dels genom nitrifikation och denitrifikation då det avgår till atmosfären som kvävgas.

Övriga undersökningar

Förutom näringstillstånd undersöktes samma år, 1992-1993, andra kvalitetspåverkande faktorer såsom pH, syretillstånd och ljusförhållande. Mörtsjön visade sig vara en humös sjö, innehållande mycket organiskt material, med naturligt relativt högt pH, mellan ca 7 och 8. Sjön löper därför liten risk att bli försurad.

Syretillståndet bestäms antingen genom att mäta halten syrgas i vattnet eller halten organiskt kol (TOC). Den uppmätta halten organiskt kol i Mörtsjön, 10-14 µg TOC/l i bottenvattnet, tyder på relativt stor syretäring, alltså genom nedbrytning av det organiska materialet. Detta gör att den faktiska syrgashalten i vattnet ofta är mycket låg. Under sommaren och vintern när sjövattnet ofta är temperaturskiktat uppstår syrebrist i bottenvattnet. Syrgashalten i bottenvattnet fanns variera mellan över 8 mg/l under höstomblandningen, och under 2 mg/l under sommar och vinter.

Siktdjupet i Mörtsjön, och därmed ljusförhållandet, har sedan 1970-talet successivt blivit bättre. Årsmedelvärdet var under början av 90-talet mer än två meter.

Nuvarande vattenkvalitet

Mörtsjön omfattas idag av ett provtagningsprogram i vilket näringsämnesrelaterad undersökning och vattenprovtagning utförs kontinuerligt sex gånger per år. Sjön är fortsatt näringsrik, med höga halter av näringsämnena, och uppvisar stundtals tydliga tecken på övergödning. Mätningar av totalfosforhalten år 2002 (Gustafsson och Lindqvist, 2002), visade att sjöns ytvatten innehåller 18-42 µg P/l, medan det i bottenvattnet kan vara mer än tre gånger så höga halter, sommartid. Totalkvävehalten varierade samma år mellan 500 och 1 400 µg N/l i ytvattnet, och 660 och 2 000 µg N/l i bottenvattnet. Syrgashalten är fortsatt låg, och siktdjupet litet.

Sedimentprovtagning utförs inte kontinuerligt.

ÅTGÄRDER VID MÖRTSJÖN – ANLÄGGNINGSBESKRIVNING

Två typer av restaureringsåtgärder genomfördes vid Mörtsjön – en för att minska externbelastningen, och en för att minska internbelastningen.

SEDIMENTERING

För att på något sätt förbättra förhållandena i Mörtsjön beslutades om två första åtgärder. En viktig åtgärd var att minska externbelastningen genom att anlägga en sedimenteringsbassäng för dagvattnet som annars leds direkt ut i sjön; de tre mindre dagvattenutsläppen är sedan tidigare utrustade med sandfång som ska tömmas regelbundet. Eftersom det råder viss platsbrist i området bestämdes att bassängen skulle utgöras av en avdelad ände av sjön. En flytvägg som effektivt separerar vattnet i bassängen från sjövattnet, gör att vattnet stannar upp så att suspenderat material sjunker och sedimenterar på botten. Vattenmassan i och utanför flytväggen kommunicerar genom tre långa vertikala skårar i väggduken. Detta gör att vattenståndet blir detsamma i och utanför bassängen.

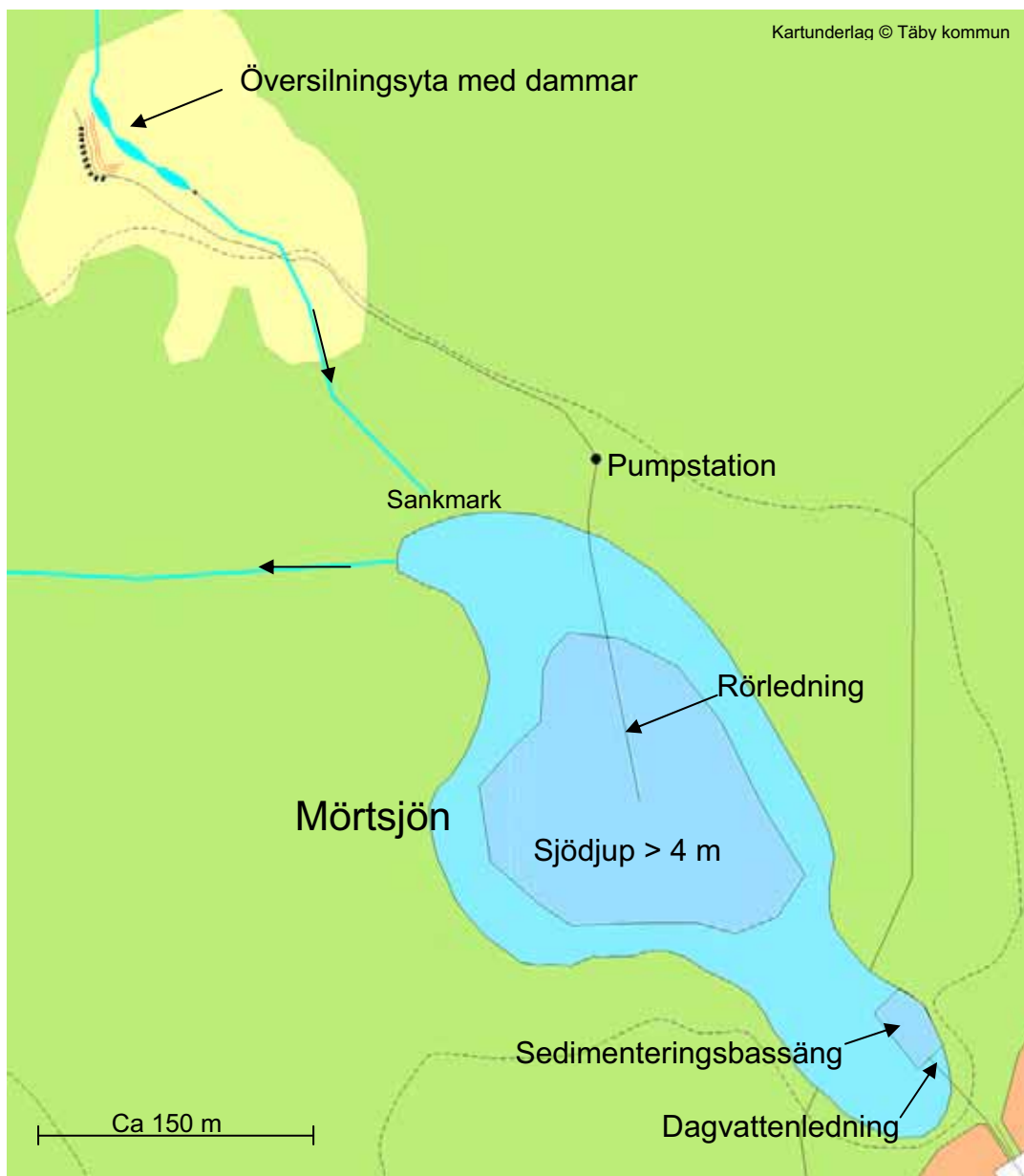
Sedimentering av dagvattnets suspenderade material leder inte bara till en vinst genom att partiklarna samlas upp, utan även genom att en betydande del näringsämnen som bundits till, och i, partiklarna också sedimenterar och därför inte påverkar sjövattnet i lika stor utsträckning. Vid behov kommer sedimenteringsbassängen att muddras på sediment. Sedimenteringen är helt naturlig, inga kemikalier tillsätts. Tanken var att hela den sydöstra vikens inre del skulle delas av, vilket skulle givit en stor bassäng. Detta medgavs dock inte av kommunpolitikerna eftersom viken används flitigt till friluftsliv såsom exempelvis bad, skridskoåkning och fiske. Istället beslöts att en mindre bassäng, ca 1 400 m³, med ca 50 m längd och ca 15 m bredd, skulle byggas utmed den sydöstra vikens norra kant. (Figur 2) Sedimenteringsbassängen anlades och togs i drift hösten år 2001.

ÖVERSILNING

För att minska internbelastningen från bottensedimenten behövde den syrebrist som ibland uppstår, minskas. Syrebristen gör att det järnrika bottensedimentet inte längre binder fosfat till sig, utan istället släpper ifrån sig detta ut i bottenvattnet. På grund av utrymmesbristen, valdes en mindre typ av anläggning där bottenvattnet från sjöns djupaste del pumpas upp till en översilningsyta, ifrån vilken vattnet av egen kraft långsamt rinner tillbaka till sjön. (Figur 2)

Översilningsytan anlades år 2001 och togs i drift sommaren 2002. Den är belägen på en mindre äng, ca 3 ha stor, nordväst om sjön. Meningen är att bottenvattnet ska pumpas med en volym av ca 2 l/s vilket ger en årlig volym av ca 36 000 m³ vatten. Inloppet till sugledningen är beläget ca 20 cm över botten, på över fyra meters djup i sjöns djupaste del. Vattnet leds via den 15 m långa förankrade sugledningen en meter under markytan, till en pumpbrunn på ca 1,2 m i diameter, varifrån vattnet sedan pumpas på 60 cm markdjup, ca 300 m bort till översilningsytans tio utströmningspunkter. Utströmningspunkterna är placerade i en vid båge, med en svag marklutning in mot bågens centrum. I, den 1,2 m i diameter stora, gropen runt varje utströmningspunkt har singel, grus, fyllts till ett markdjup av ca 75 cm. I respektive utströmningspunkt finns ett järnlock med skruvar, under vilket en ventil för reglering av öppningen, och således vattenutströmningen, finns. Översilningsytan är ca 70 m bred längs med höjdkurvorna och ca 30 m lång i slutningsriktningen, och har därmed en area på ca 0,2 ha. Lutningen är liten, endast ca 5-7 grader.

Vid slutet av översilningsytan har tre mindre, vardera ca 100 m² stor och 1 m djup, dammar anlagts som ligger längs med ytans bredd. Dammarna sammanfaller med, den norrut liggande, Käringsjöns utflödesbäck vilken med tillskott från översilningsytans avrunna vatten fortsätter i ett öppet dike söderut mot Mörtsjön. Bäckens är stundtals torrlagd.



Figur nr 2. SKISS ÖVER ANLÄGGNINGARNA I OCH VID MÖRTSJÖN.

Direkt i anslutning till dammarnas utlopp finns en 1 m i diameter stor utloppsbrunn, en så kallad "munk", med tvärgående "sättar" av impregnerat trä, med vilka dammarnas vattenstånd kan regleras. Utloppsbrunnen mynnar via ett kort rör ut i diket med ett hundratal meter till Mörtsjöns norra sida. Strax innan diket slutligen mynnar i Mörtsjön övergår det till att snarare likna ett kärr med träd- och vassvegetation. Utloppspunkten är således obestämmd.

Den totala anläggningskostnaden för översilningsytan uppgick till ca 700 000 kr. Kostnaden blev, i dessa sammanhang, relativt hög beroende på de långa rördragningar som krävdes.

En inte obetydlig del av näringsämnesreningen beräknas ske via sedimentering när vattnet stannar upp i de tre dammarna vid översilningsytans slut. I övrigt kommer näringsupptaget i växtligheten på översilningsytan att vidare rena sedimentet och vattnet.

Vid planeringen av översilningsytan med tillhörande dammar talades det om en fosforfastläggning på ungefär 50 %.

Sediment

Huvudsyftet med översilningsytan vid Mörtsjön var att syresätta vattnet, men utöver detta renas det även från kväve och fosfor på naturlig väg. Sedimentet i översilningsytan består till stor del av lera under ett par decimeters matjordstäckte. För att lägga fast fosfor ytterligare beslöts att blanda översilningsytans lerjord med släckt kalk, så att kalciumet kan bilda apatit tillsammans med fosfatet i vattnet. Inblandningen utfördes genom att kalken, totalt ca 7 ton, lades upp ovanpå jorden i tre stycken 2 m breda strängar, med ett mellanrum på ca 5-10 m, längsgående ytans höjdkurvor. Kalken frästes sedan ned i jorden till ett djup av ca 30 cm. Strängarna beräknades få en kalkinblandning av ca 4-7 viktprocent. Inga andra kemikalier har tillsatts eller tillsätts. Materialet under och vid sidan om strängarna utgörs fortfarande av lerig jord vilket ger tämligen täta ”väggar” och ”bottnar” i strängarna som skulle kunna ses som bassänger fyllda med en mer lucker ler- och kalkblandning. (Täby kommun: muntligt 2003, utförandeentreprenad och planbeskrivning 2000)

Vid nedfräsningen bildades oavsiktligt tre diken, ett uppströms varje kalksträng. Dikena är ungefär en meter breda och några decimeter djupa, och tjänar i praktiken som utjämnare av vattenflödet som alltså sprids över en större del av översilningsytan.

Syresättning

Då metod för förbättringen av Mörtsjön valdes stod syresättningen i fokus. Det bedömdes att det, eftersom sjön i sig har en god förmåga att binda fosfor under syrerika förhållanden, var någon typ av luftning som behövdes. En metod för successiv syresättning av bottenvattnet valdes. Anläggandet av en översilningsyta är visserligen ett kostsamt projekt, men driftkostnaderna är ändå förhållandevis låga och eftersom syre var det enda som behövdes för en effektiv fastläggning av fosfor sågs anläggandet av en översilningsyta som ett bra alternativ.

Flöde

Det pumpade flödet hölls under första säsongen på en lägre nivå för att undvika erosion av ytan, men flödet ökades följande säsong till dimensionerad nivå. Under första säsongen var flödet ca 0,3 l/s vilket fördelades på endast de två första utströmningspunkterna; de resterande åtta var stängda. Följande säsonger, 2003 och framåt, beräknas flödet vara ca 2 l/s, alltså ca sju gånger så stort, men nu fördelat över samtliga tio utströmningspunkterna. En säsong antas vara mellan första april och första november, sju månader, men dessa datum är naturligtvis ungefärliga.

Vegetation

Det fanns funderingar på att ytan skulle planteras, men istället tilläts den återkolonieras av ursprunglig vegetation. Ytan är idag, ett år efter driftstart, till stor del övervuxen med den omkringliggande ängens normala höga gräsvegetation. Vegetationen tenderar att bli något tätare nedåt dammarna, än uppströms i översilningsytan. I dagsläget bedrivs ingen slåtter på översilningsytan.

METOD

VATTENPROVTAGNING

PROVTAGNINGSPUNKTER

Vid den allra första provtagningen togs prover i sju punkter i systemet: i pumpkammaren, i den första av de tio utströmningspunkterna, i de tre ”öppna” diken på översilningsytan, i vattenståndsregleraren – ”munken” samt i, det till Mörtsjön återinnande, diket, så nära sjön som möjligt. Tanken var att undersöka hur vattnets fosforinnehåll förändras genom anläggningen, dels i översilningsytan och dels på vägen till och från denna.

Efter analys av vattenproverna beslöts att den första och sista, sjunde, provtagningspunkten kunde uteslutas eftersom resultaten kunde betraktas som irrelevanta. Anledningen till detta var att vattnet bedömdes flyta opåverkat genom ledningen mellan pumpkammaren och utströmningspunkterna (In1-In10), och att provtagning i pumpkammaren medförde vissa svårigheter. Provtagningen i utströmningsdikets utlopp medförde även den svårigheter, men värre var att flödet blev alltför diffust för att provtagning skulle anses relevant. Flödet övergick i ett våtområde invid sjön, och provtagning här ansågs därför inte tillföra någon kunskap om översilningsytan.

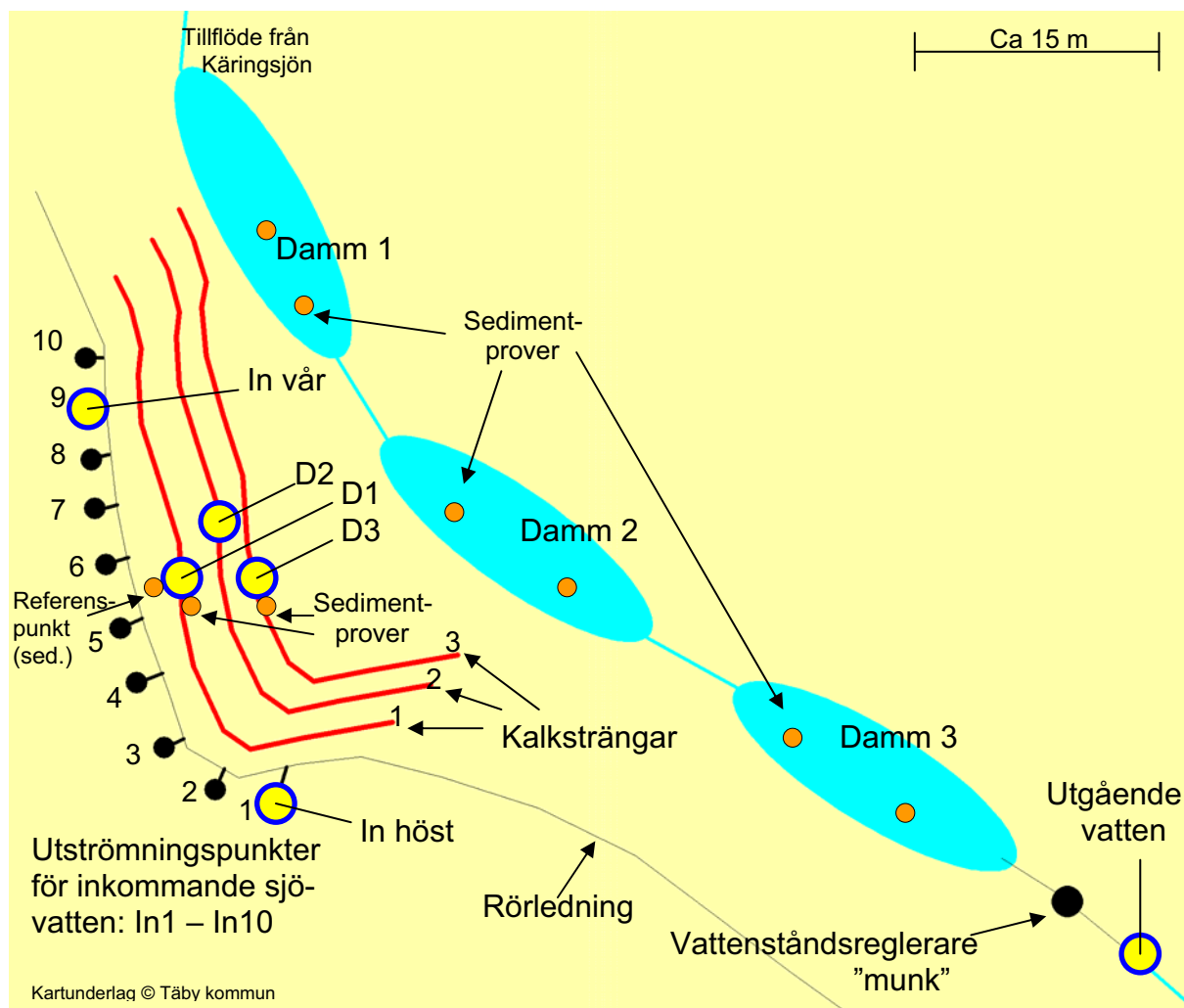
Hur fosforhalten varierade i översilningsytans olika diken ansågs inte möjligt att förutsäga med endast en provtagning, varför beslut om fortsatta provtagningar togs.

De fem provtagningspunkter som användes vid resterande provtagningar var (Figur 3):

- ”Inkommande” – Någon av de tio utströmningspunkterna (In1-In10).
- ”D1, D2 och D3” – Översilningsytans tre diken, numrerade i strömningsriktningen.
- ”Utgående” – Diket nedströms anläggningen, precis vid munkens utlopp (Ut).

Provtagning utfördes under hösten i den första (In1) av de tio utströmningspunkterna. Detta främst av praktiska skäl eftersom det i princip bara var ur denna punkt vatten strömmade. Flödet avtog i den andra punkten (In2) längre ut i systemet, och var obefintlig i resterande punkter (In3-In10) vilka var avstängda och torrlagda.

Det pumpade flödet var högre under vårprovtagningen. Samtliga ”In”-punkter var öppna. Kraftigast utströmning skedde i ”In9”, alltså näst längst bort i ledningen, varför provtagningen utfördes i denna punkt. Provtagningspunkterna i de tre diken bestämdes till platser i anslutning till genombrottsfårorna (se nedan) eftersom det i huvudsak var där vattnet rann.



Figur nr 3. SKISS ÖVER ÖVERSILNINGSANLÄGGNING MED PROVTA GNINGS-PUNKTER.

PROVTAGNINGSPERIODER

För att undersöka översilningsytans fosforrenandeförmåga på ett tillfredsställande och representativt sätt, beslöts att vattenprover skulle tas ett flertal gånger och i två perioder. Perioderna planerades till november månad och april-maj månader, eftersom detta då täcker in två, för sjön, extrema perioder –höstombländning och vinterstagnation.

Höstprovtagningar

Den första omgången provtagningar utfördes under en månads tid, 1:a november till 2:a december år 2002, då fem serier av vattenprover togs. Att proverna togs ett flertal gånger och med ungefär en veckas mellanrum, var för att mätresultaten skulle bli representativa och för att eventuella felmätningar och extremvärden skulle kunna upptäckas.

Vårprovtagningar

Provtagningarna utfördes mellan datumen 22 april och 12 maj 2003. Även i denna serie togs prover vid fem tillfällen för att få ett mer tillförlitligt resultat. Dock togs proverna med tätare intervall på grund av tidsbrist orsakad av att anläggningens driftstart, som en följd av den kalla våren, inte kunnat ske förrän den 14 april. Först en veckas väntetid för att rensa ledningarna från eventuella avlagringar eller igensättningar, och därefter tre täta provtagningar för att täcka in det första som hände i översilningsytan sedan driftstarten. Efter

ytterligare en dryg vecka togs två prover till för att få med skeendet efter det att algblomning och vegetationstillväxt satt igång.

OBSERVATIONER I FÄLT

Höstprovtagningar

Vegetationen på ytan var visnen men hög och tät. Vattnet stod till synes stilla i de tre diken, men en viss längsgående strömning kunde på sina ställen uttydas. Översilningsytan var i övrigt bitvis sank men till stor del förhållandevis torrlagd.

Provtagning 1. 021101 & Provtagning 2. 021109

Vädret en vecka före provtagning ett och fram till provtagning två karaktäriserades av sol och moln om vartannat. Temperaturen var omkring noll. Is låg på sjön och på de tre dammarna.

Provtagning 3. 021116

Perioden före var nederbördsrik med både regn och snö. Vattenståndet var högt. Is på dammar och sjö.

Provtagning 4. 021126 & Provtagning 5. 021202

Mulet väder. Någon enstaka regnskur, i övrigt mulet och fuktigt. Mycket högt vattenstånd. Is på dammar och sjö.

Vårprovtagningar

Vårsäsongens större pumpade flöde medförde att vattnet brutit igenom de högre partierna mellan diken. Vattnets flöde koncentrerades nu till översilningsytans centrala delar varför ytans funktion kunde ifrågasättas.

Provtagning 6. 030422, Provtagning 7. 030425 & Provtagning 8. 030430

Perioden under och en vecka före sjätte och sjunde provtagningstillfället dominerades av soligt väder. Dagarna före provtagning 8 var regniga. Alg tillväxten i diken hade börjat, men vegetationen på själva översilningsytan hade ännu inte börjat växa ordentligt.

Provtagning 9. 030509 & Provtagning 10. 030512

Veckan före provtagningarna utgjordes av: regn, moln/sol och blåsigt, kraftigt regn, moln/sol och blåsigt. Detta medförde en stor tillförsel av vatten till området. Vattenståndet var mycket högt, stora delar av översilningsytan låg under vatten. Vegetationen på översilningsytan hade börjat växa ordentligt. Skott på drygt en decimeter stack upp överallt. Kraftig alg tillväxt i diken.

SEDIMENTPROVTAGNING

PROVTAGNINGSPUNKTER

Sedimentprover togs i översilningsytans kalksträngar. En sedimentpropp togs i den första kalksträngen och en i den tredje. Den andra kalksträngen utlämnades eftersom resultatet från denna torde bli någonstans mittemellan resultatet från sträng nummer ett och tre. Ur respektive sedimentpropp togs prover på tre olika djup: 0-5 cm, 10-15 cm och 20-25 cm. Kalksträngarna är ungefär två meter breda, och de båda propparna togs ungefär i mitten av respektive sträng, alltså ungefär en meter ifrån det, uppströms varje sträng liggande, dike som

oavsiktligt skapats då kalken frästs ned. Även sett i strängarnas längdriktning togs proverna ungefär i mitten, ungefär jäms med den femte utströmningspunkten (In5). Där bedömdes vattenströmningen vara som störst eftersom vattnet där bitvis brutit sig igenom strängarna och funnit en lättare väg ned mot dammarna.

För att undersöka kalkens effekt på fosforbindningsförmågan togs ett referensprov i sedimentet uppströms kalksträngarna, men ändå inom översilningsytan. Sedimentet är alltså påverkat av sjövattnet men opåverkat av kalksträngarna. Provet togs mittemellan det övre kalksträngsdiket och den singelfyllda gropen runt den femte utströmningspunkten (In5), på 10-15 cm sedimentdjup.

I vardera damm, tre stycken, togs två bottensedimentprover. De två proverna slogs sedan ihop till ett samlingsprov för ökad representativitet. Sedimentlagret var tunt, så något sedimentdjup behövde inte mätas upp.

Totalt utfördes analyser på tio sedimentprover.

PROVTAGNINGSTILLFÄLLE

Vid ett tillfälle, den 24 april 2003 utfördes sedimentprovtagning i översilningsyta med tillhörande dammar.

OBSERVATIONER I FÄLT

De grova sedimentpropparna, uppgrävda ur översilningsytans kalksträngar, blev ca 30 cm långa innan lera påträffades. Detta motsvarar hela det kalkpåverkade jordlager som bildats vid fräsningen. Materialet var mörkt och luckert. Sedimentet såg ut att vara mycket homogent, men penetrerades av en stor mängd gräsrötter. Den kraftiga rotväxten torde medföra att vatten relativt lätt kan ta sig ned till djupare sedimentlager.

Sedimentet som grävdes fram uppströms kalksträngarna vara annorlunda beskaffat. Eftersom jorden inte frästs blev proppen bara ca 20 cm innan lera påträffades. Sedimentet liknade i övrigt det i kalksträngarna.

Dammarnas sediment var tunt och löst. Eftersom anläggningen bara varit i drift en säsong var det ackumulerade sedimentet endast ca 2 cm tjockt innan lerbotten påträffades. Sedimentet i den mittersta dammen var något tjockare än det i de övriga två, ca 5 cm, troligtvis beroende på att vattnet valt att strömma i små självutformade flöden vilka mynnar här. Flödet för med sig material som sedan sedimenterar på första lugna plats, alltså i mittendammen.

Vid provtagningstillfället var området, bortsett från själva översilningsytan, mycket torrt. Två veckors soligt och varmt väder hade följt på tidigare kalla och tidvis snöiga veckor.

MÄTNINGAR I FÄLT – Syrgashalt, temperatur och pH

PROVTAGNINGSPUNKTER

Som provtagningspunkter för syrgashalt och temperatur valdes en mindre grävd grop vid utströmningspunkt nummer sju (In7) samt övriga fyra punkter för vattenprovtagning. Mätningarna utfördes på ungefär samma djup i samtliga provtagningspunkter, det vill säga omkring en decimeter under vattenytan.

Mätning av pH utfördes uteslutande i samma punkter som för vattenprovtagning.

PROVTAGNINGSTILLFÄLLEN

Mätning av syrgashalt, temperatur och pH utfördes i samband med vattenprovtagning nummer 9 och 10, den 9:de och 12:de maj 2003.

OBSERVATIONER I FÄLT

Veckan före provtagningarna utgjordes av: regn, moln/sol och blåsigt, kraftigt regn, moln/sol och blåsigt. Detta medförde en stor tillförsel av vatten till området. Vattenståndet var mycket högt, stora delar av översilningsytan låg under vatten. Vegetationen på översilningsytan hade börjat växa ordentligt. Skott på drygt en decimeter stack upp överallt. Kraftig alg tillväxt i diken.

PROVTAGNINGSG- OCH FÄLTMÄTNINGSMETODIK

VATTENPROVTAGNING

Vid varje provtagningspunkt togs två stickprover; 100 ml filtrerat och 100 ml ofiltrerat vatten. Filtren som användes, och togs nya för nästan varje ny plats, var av 0,45 µm porstorlek. Detta anses utgöra gränsen mellan löst och suspenderat material, och skiljer således prover för totalfosformätning från prover för mätning av löst fosfatfosfor. Vattnet togs upp i en större burk ifrån vilken det med hjälp av en spruta, med eller utan filter, fördes över till förvaringsburkar med tätslutande lock. Direkt efter överföring till förvaringsburk tillsattes 1 ml 4 molar svavelsyra till varje 100 ml vattenvolym. Denna tillsats konserverar provet så att vattnet kan analyseras vid senare tillfälle. All provtagningsutrustning sköljdes med vatten från varje enskild provtagningsplats, innan själva vattenprovet togs; detta för att undvika kontaminering. Proverna förvarades i kylskåp till dess analys utförts.

Provtagningen utfördes i turordning motsvarande flödesriktningen, men av praktiska skäl inte med planerad tidsfördröjning motsvarande anläggningens uppehållstid. Analyserna har således inte utförts på vatten ur samma "vattenpaket", såvida detta inte skett omedvetet.

SEDIMENTPROVTAGNING

I översilningsytan utfördes provtagningen med hjälp av spade, medan bottensedimentet i dammarna togs upp med en så kallad Willner-hämtare för sjösediment. All sedimentprovtagning utfördes av "Naturvatten i Roslagen AB" i samarbete med uppdragsgivaren.

MÄTNING AV SYRGASHALT, TEMPERATUR OCH pH

Syrgas- och temperaturmätaren sänktes ned i vattnet direkt i fält. pH-mätning utfördes i provtagningskärnen för totalfosfor, i samband med denna provtagning, före tillsats av svavelsyra.

ANALYSMETODIK

VATTENPROVER

Vattenprover som tagits analyserades med avseende på totalfosfor och fosfatfosfor. Analyserna utfördes enligt svensk standard SS 02 81 27 för totalfosfor, och enligt svensk standard SIS 02 81 26 för fosfatfosfor. Standardkurvor för reagensen togs fram genom analys

av standardlösningar vilkas totalfosfor- och fosfatfosforkoncentrationer plottades mot absorbansen vid 880 nm. Vattenprovernans absorbans mättes, även denna vid 880 nm, och plottades på standardkurvan. Vattnets totalfosfor- och fosfatfosforkoncentrationer avlästes sedan ur grafen i enheten mikrogram per liter. Spektrofotometern som användes vid absorbansmätningen var av märket Hitachi U-1100.

SEDIMENTPROVER

Analysen utfördes på Erken-laboratoriet i Norrtälje.

Analysen utfördes med avseende på de olika fosforbindningsformer som fanns i sedimentet. En så kallad fosforfraktionering utfördes. Denna ger koncentrationerna fosfor bundet till järn, aluminium respektive kalcium samt koncentrationen löslig fosfor och organiskt bunden fosfor. Dessutom fås en restpost med odefinierbara fosforfraktioner vilka mestadels utgörs av organiska former. Totalfosforkoncentrationen bestäms med en separat analysmetod, vilket gör att den ibland skiljer sig från den sammanräkning av delhalterna den egentligen ska motsvara. Detta beror på ett normalt ”fel” som uppstått vid analysen, men har ingen speciell betydelse för tolkningen. Noggrannheten hos resultaten anges som en 10-20 % standardavvikelse.

MÄTNING AV SYRGASHALT, TEMPERATUR OCH pH

Syrgashalt och temperatur mättes med apparatur av märket YSI, Model 58, med omrörare. pH mättes med pH-meter av märket ORION, Model 250A.

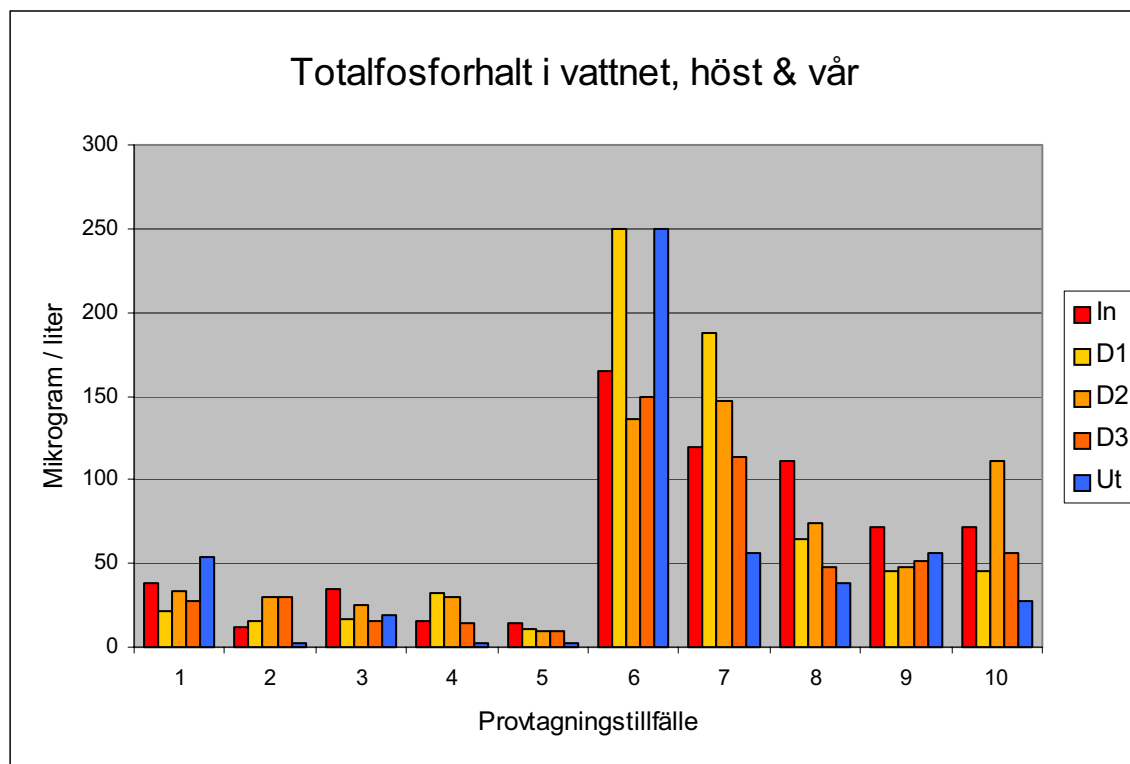
RESULTAT OCH DISKUSSION

VATTENPROVER

TOTALFOSFOR

Resultaten från de tio provtagningsstillfällena visar generellt att totalfosforhalten i vattnet minskar i översilningsytan, många gånger med så mycket som ca 50 %. Vid provtagningsstillfälle 1 och 6, alltså det första provtagningsstillfallet i respektive provtagningsperiod, ökade dock halten. Halten totalfosfor i de tre diken på översilningsytan visade ingen tydlig trend, utan varierade till synes slumpmässigt.

Halterna är översiktligt sett betydligt högre på våren än på hösten, upp till fem, tio gånger högre. Dessutom syns en tydlig trend av minskande halter inom respektive provtagningsperiod, där halterna i början av perioden är mer än dubbelt så höga som i slutet. Halterna ligger överlag mellan ca 0 och 50 µg/l under hösten, och mellan ca 25 och 250 µg/l under våren. (Se bilaga nr. 4 för samtliga resultat.)



Figur nr 4. TOTALFOSFORHALT, HÖST & VÅR.

Vattnets totalfosforhalt

Vid en överblick av totalfosforhalterna (figur 4) syns trenden att det sker en minskning över höstsäsongen, provtagningsstillfälle 1-5, och en tydlig minskning över vårsäsongen, provtagningsstillfälle 6-10. Detta var väntat eftersom utläckaget av fosfor ur sjöbotten generellt sett är stort under vintern med fortsatt högre halter under den följande tidiga våren. Från att på hösten ha varit låga, måttliga eller höga halter som renats till lägre klasser, var halterna under vårsäsongen mycket höga eller extremt höga, och renades till fortfarande höga eller mycket höga halter men ändå relativt lägre. Detta visar inte översilningsytans funktion,

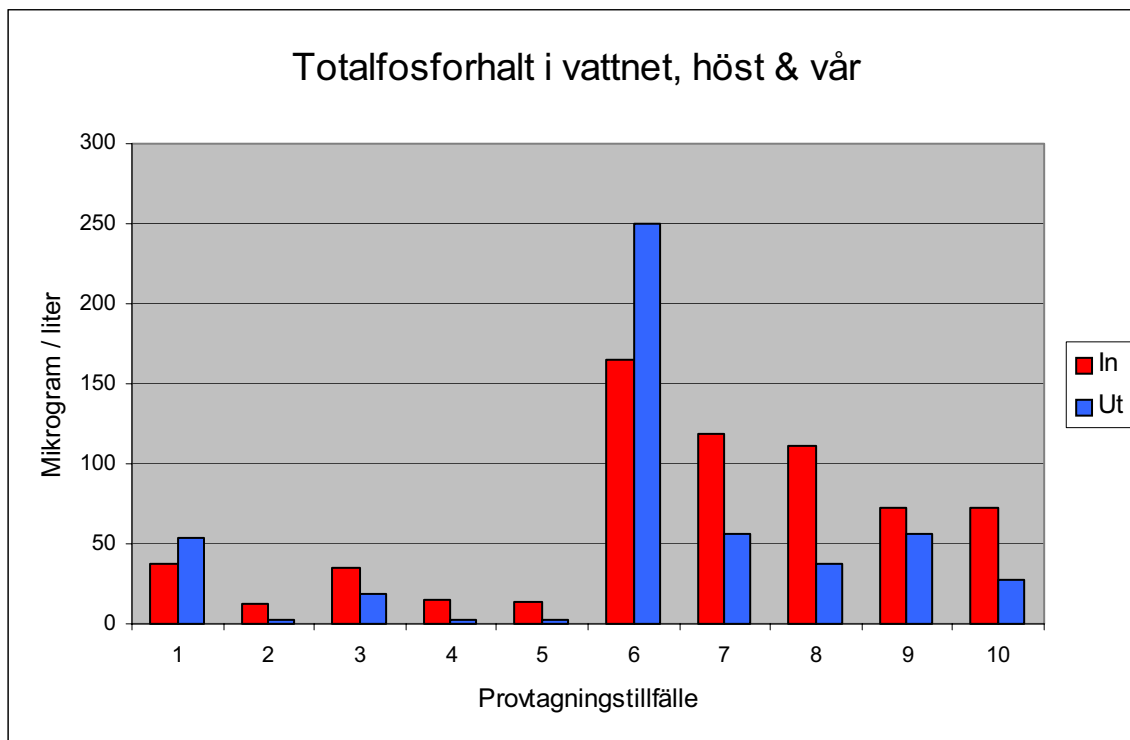
som utreds nedan, utan endast att halten fosfor i sjövattnet generellt sett minskar med ökad omblandning och syresättning.

Det är viktigt att poängtera att Naturvårdsverkets klassindelning (se bilaga nr. 3) är utformad för antingen säsongsmedelvärde eller för medelvärde under tre år. Denna provtagningsserie gör inte anspråk på att vara något av detta varför också de enstaka analysresultatens klasstillhörighet bör bestämmas med försiktighet. Även om ett värde visar på extrema halter kan detta, sett som ett säsongsmedelvärde, jämnas ut och sjöns status kanske inte längre ter sig lika extrem. Dock är det så att eftersom det inte finns någon annan klassindelning att jämföra med, kan denna mycket väl användas som en hjälp att någorlunda se tendenser, och som ett verktyg att göra jämförelser.

Totalfosforreningsförmåga

Ska översilningsytans totalfosforrenandeförmåga belysas, jämförs istället inkommande och utgående vatten vid varje enskilt provtagningsstillfälle, 1-10. Detta görs lättast om resultatet från de tre provtagningspunkterna i mitten av anläggningen (D1-D3) tas bort, eftersom dessa troligtvis ändå inte har någon betydelse i sammanhanget och därför bara stör överblicken (Figur 5). Det är tydligt att översilningsytans reningsförmåga med avseende på totalfosfor är god. Det är inte ovanligt med en reningsgrad på mer än 50 %.

Det bör tilläggas att ingen hänsyn har tagits till översilningsytans uppehållstid. Detta innebär att vattenproverna med största sannolikhet inte kommer ifrån samma vattenpaket i de olika provtagningspunkterna. Tillfälliga variationer kan förkomma. Det är inte oskäligt att bortse från de höga halterna i utgående vatten vid provtagningsstillfälle 1 och 6, eftersom dessa förmodligen beror på tillfälligheter. Om hänsyn tagits till uppehållstiden skulle kanske halten i det inkommande vattnet vid provtagningsstillfälle 1 och 6 visat sig vara ännu högre än den höga halten i det utgående.



Figur nr 5. TOTALFOSFORHALT I VATTNET, HÖST & VÅR. En jämförelse mellan in- och ut-halter.

En orsak till att reningsgraden kan te sig högre än vad den i verkligheten kanske är, är att ett stundtals tillrinnande vatten, bäckvatten från Käringsjön och övrigt vatten som avrinner från omgivningarna till anläggningen, flödar samman med översilningsytans vatten före utflödet ur anläggningen. Detta vatten innehåller relativt låga halter av fosfor, och orsakar således en utspädningseffekt. Detta kan få speciellt stor betydelse vid tillfällen då inkommande vatten innehåller höga halter av fosfor, exempelvis under tidig vår eller högsommar. Ingen hänsyn har tagits till denna påverkan som ytterligare kompliceras av att bäckflödet stundtals är obefintligt.

Fosforfastläggning

För att beräkna fastlagd mängd fosfor används haltskillnaderna i inkommande och utgående vatten vid respektive provtagningstillfälle. Om de utstickande, och troligtvis missvisande, värdena vid provtagningstillfälle 1 och 6 ignoreras, ger dessa skillnader (10, 16, 13 resp. 12) en medelhalt på ungefär 13 µg/l under hösten och (63, 73, 16 resp. 44) ungefär 49 µg/l under våren. Detta motsvarar alltså den fosforhalt från vilken det inkommande vattnet blir renat innan det går ut ur anläggningen. Då halten med hjälp av flödet, 0,3 l/s på hösten resp. 2 l/s på våren, räknas om till fastlagd mängd fosfor fås ett mått på anläggningens effektivitet. Den teoretiska fastläggningen av fosfor var i medeltal ca 10 g/månad under hösten 2002, och ca 250 g/månad under våren 2003.

Det är av två anledningar svårt att uppskatta något medeltal för fastläggningen sett över en hel driftsäsong. Dels har ingen provtagning utförts under sommaren, och dels har flödet varit olika under de båda provtagningsperioderna. Att flödet varit olika torde inte medföra några problem under förutsättning att översilningsytans funktion är densamma under både höst och vår. Vore detta fallet kan den högre avskiljningen, 250 g/månad, användas som medeltal för de båda säsongerna, eftersom detta högre flöde är det framgent rådande. Dock kan detta inte antas med säkerhet; undersökningen tyder snarare på motsatsen (se Förslag till förbättringar).

Tillväxten av vegetationen på översilningsytan är högre på våren än på hösten. Nederbörds mängder, förmultningsprocesser och andra faktorer är sannolikt också olika beroende på säsong. Det är således inte givet att fastläggningen blir densamma, alltså 250 g varje enskild månad under säsongen. Av samma anledning är det svårt att uppskatta fastläggningen under sommaren. Inte heller då kan förhållandena antas vara desamma, och dessutom är fosforhalterna sannolikt högre under sommaren. Det senare torde medföra en större mängd fastlagd fosfor, men så skulle dock inte vara fallet om systemet redan är maximalt belastat i och med vårhalterna. Det kan dock förutsättas att fastläggningen ökar med ökat flöde. För att, trots allt, preliminärt uppskatta den totala fosforfastläggningen under en säsong, sju månader, kan den högre fastläggningen antas gälla hela säsongen. Detta ger att hela anläggningen inte fastlägger mer än ca 2 kg fosfor årligen, vilket kan anses tyda på en låg avskiljningseffekt.

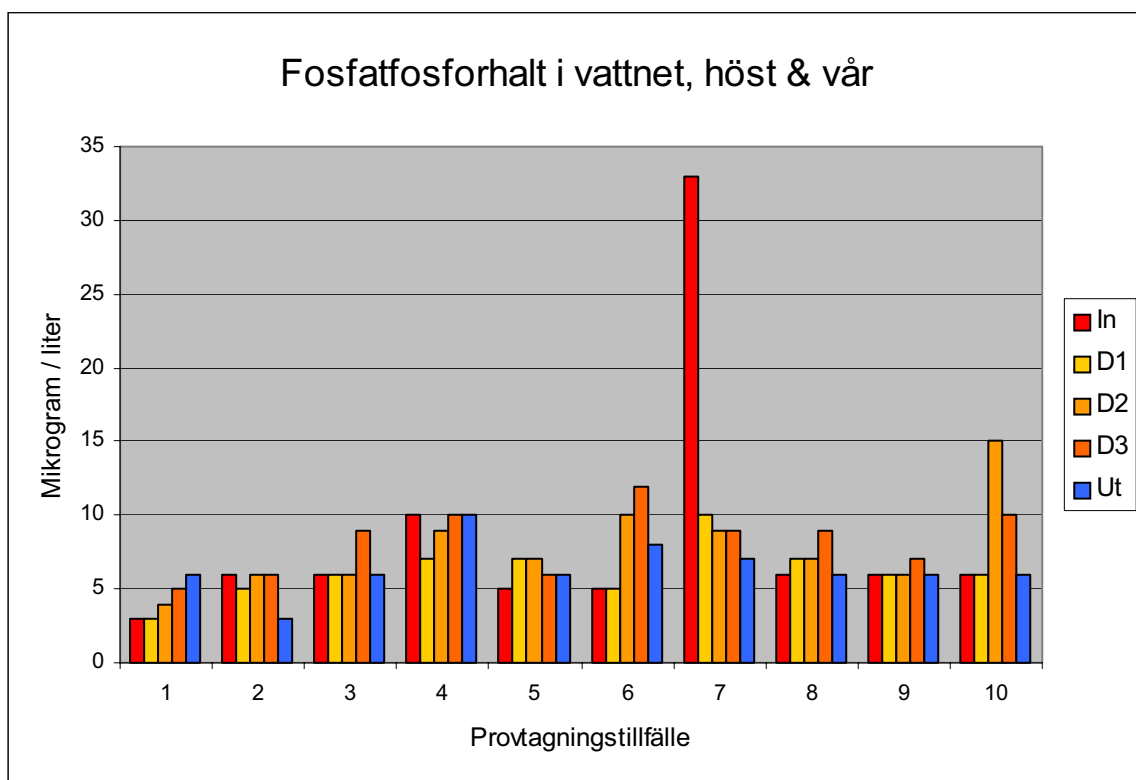
Avvikelser

Att halterna tycks öka i anläggningen vid provtagningstillfälle 1 och 6 är förmodligen mer beroende på tillfälligheter än på någon upprepbar omständighet. Vad orsaken är, är oklart, men det bör poängteras att det inte är sannolikt att proverna tagits ur samma vattenpaket. Att halten i inkommande vatten varierar är lätt att förstå. Om vattnet i provtagningsögonblicket för med sig en större mängd av något organiskt material, exempelvis alger eller någon växt del, ger detta en högre halt totalfosfor. Att detta sporadiskt sker i de grunda diken är inte på något sätt osannolikt. En annan förklaring kan vara tillfälliga erosions- eller utläckageförlopp i översilningsytans sediment. Det är inte oskäligt att anse de högre halterna vara tillfälligheter.

De tre mittvärdena vid varje provtagningstillfälle, punkterna D1, D2 och D3, visar totalfosforhalten i de tre dikena som föregår varje kalksträng. Att dessa värden är höga eller låga lite om vartannat är, liksom ovan, mer beroende på tillfälligheter i vattnet i just den punkten, vid just den tidpunkten. Det kan bero på företeelser som att det kan ha bildats mer alger i det ena diket än i det andra. Då översilningsytans funktion undersöks bör dessa värden inte få för stor uppmärksamhet eftersom de i många fall skulle tyda på en ökning och sedan återigen en minskning av halterna, vilket i dessa sammanhang är helt ovidkommande. Det som är viktigast från fastläggningssynpunkt är att totalfosforhalten är lägre i det utgående vattnet än i det inkommande. Det utgående vattnet är det som senare tillförs sjön, eventuellt efter ytterligare fastläggning i diket på vägen dit. En stor del av totalfosfor antas sedimentera i dammarna och diket, nedströms dikena, där även totalfosfor som bildats på översilningsytan sedimenterar.

FOSFATFOSFOR

Resultatet av fosfatfosforanalysen visar att halten fosfat är ungefär densamma under både höst- och vårsäsongen. Även skillnaderna i halt mellan inkommande och utgående vatten är varierande och mycket liten. Inga trender kan uttydas. Nivån är jämn och kan anses relativt låg med variationer på mellan ca 5 och 10 µg/l. (Se bilaga nr. 4 för samtliga resultat) (Figur 6)



Figur nr 6. FOSFATFOSFORHALT, HÖST & VÅR.

Vattnets fosfatfosforhalt

Det kan förväntas att fosfathalten är mycket högre på våren än på hösten eftersom vinterns ringa vattenomblandning orsakar syrebrist i bottenvattnet som då medför näringsläckage ur botten-sedimenten. Så är dock inte fallet. Vad detta beror på är troligtvis att vattnet redan hunnit blandas om och syresättas innan provtagningen kommit igång. Den kalla vintern gjorde att översilningen av vatten inte kunde sättas igång förrän i mitten av april, då isen på sjön sedan länge försvunnit och kraftig vind hunnit påverka vattenmassan. Om översilning och provtagning hade kommit igång någon månad tidigare så hade troligtvis högre inkommande halter uppmätts, vilket skulle varit intressant ur perspektivet att undersöka översilningsytans maximala reningseffekt.

Att höstvärdena är låga är naturligt eftersom höstomblandningen, vid provtagningstillfällena, pågått under lång tid och någon is på sjön inte hunnit bildas. Fosfor är till stor del bunden i botten-sedimenten eftersom den högre syrgashalten medger utfällning.

Fosfatfosforreningsförmåga

Det finns ingen entydig trend för hur fosfathalterna förändras i anläggningen. Någon tydlig minskning sker inte i översilningsytan. När enskilda provtagningstillfällen undersöks märks att de tre mittvärdena ofta är högre än värdena för inkommande respektive utgående vatten. Detta har ingen egentlig betydelse, men kan bero på frisättning av fosfat antingen ur sedimenten i översilningsytan genom till exempel vittring, eller som en nedbrytningsprodukt från den multnande vegetationen som blivit liggande. Av samma anledning är det relativt ointressant att jämföra inkommande och utgående vatten. Görs detta märks att det ibland sker en minskning, ibland en ökning och ibland varken eller. Några långtgående slutsatser bör inte dras av detta, utan variationerna kan istället ses som ett faktum att det överlag inte sker någon förändring vare sig i översilningsytan eller med tiden.

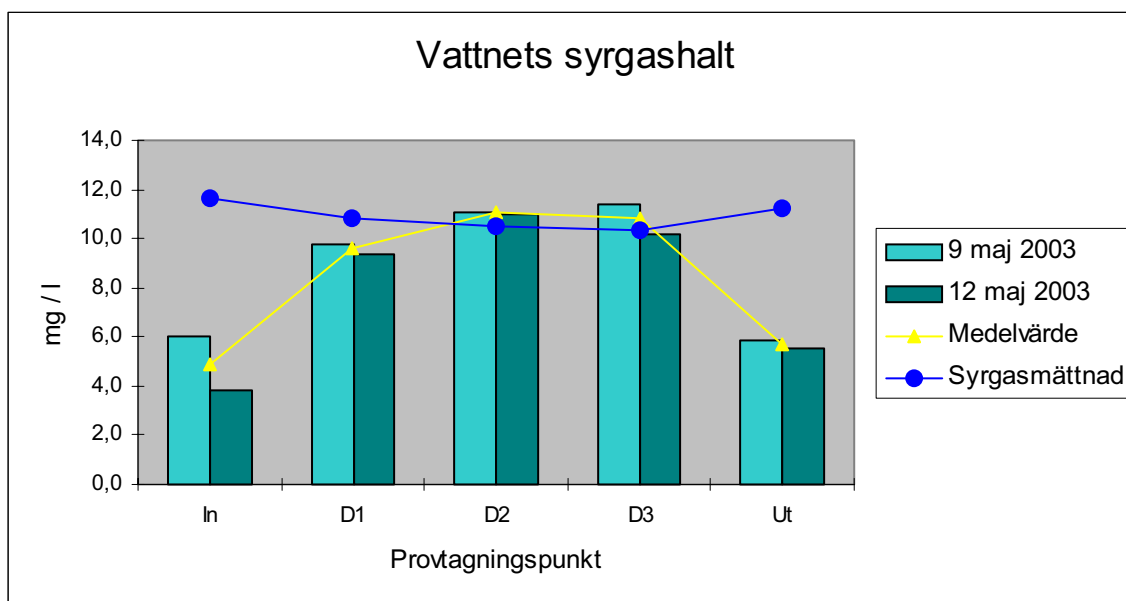
Avvikelser

Att fosfathalterna överlag är högre vid vissa provtagningstillfällen, exempelvis tillfälle 4, kan vara förbryllande, men beror troligtvis inte på något annat än naturliga omständigheter. Toppen för inkommande vatten vid provtagningstillfälle sju torde inte kunna vara naturligt. Fosfathalterna kan variera som en följd av lokal urlakning och fastläggning, men en så kraftig ökning vid bara ett tillfälle beror sannolikt på andra omständigheter, exempelvis något misstag vid laboration eller absorptionsmätning.

Det kunde förväntas något lägre värden mot slutet av provtagningsserien, tillfälle 9 och 10, eftersom vegetationen på översilningsytan då börjat skjuta skott, men så var inte fallet. Troligtvis berodde detta på att algerna som redan vuxit till, förbrukat en stor del fosfat. När sedan den högre växtligheten skjutit fart, gjordes detta på bekostnad av alg-tillväxten. Detta skulle då innebära att växtligheten och algerna får samsas om det tillgängliga fosfatet som tidigare åtgick uteslutande till algproduktion. Varför inte det ökade fosfatbehovet gjort att halten av fosfat i vattnet minskat är inte vidare utrett, men om detta fortgår torde det medföra att den uppmätta fosfathalten motsvarar någon form av jämviktshalt som hålls mer eller mindre konstant av nedbrytnings- och upptagningsprocesser.

SYRGASHALT

Syretillståndet visade sig, i provtagningspunkten för inkommande vatten, vara svagt till måttligt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar (Se bilaga nr. 3). Därefter märks en klar höjning av syrgashalt i översilningsytan. Vattnet blir successivt mättat på syrgas då det flödar över översilningsytan, tillståndet bedöms vara syrerikt. I provtagningspunkten för utgående vatten sjunker halten och blir återigen undermåttat, men inte på samma låga nivå som vid tillströmningen. (Se bilaga nr. 5 för samtliga resultat.) (Figur 7)



Figur nr 7. VATTNETS SYRGASHALT. Kurvan för syrgasmättnad är uppskattad med hjälp av vattnets medeltemperatur i de olika provtagningspunkterna.

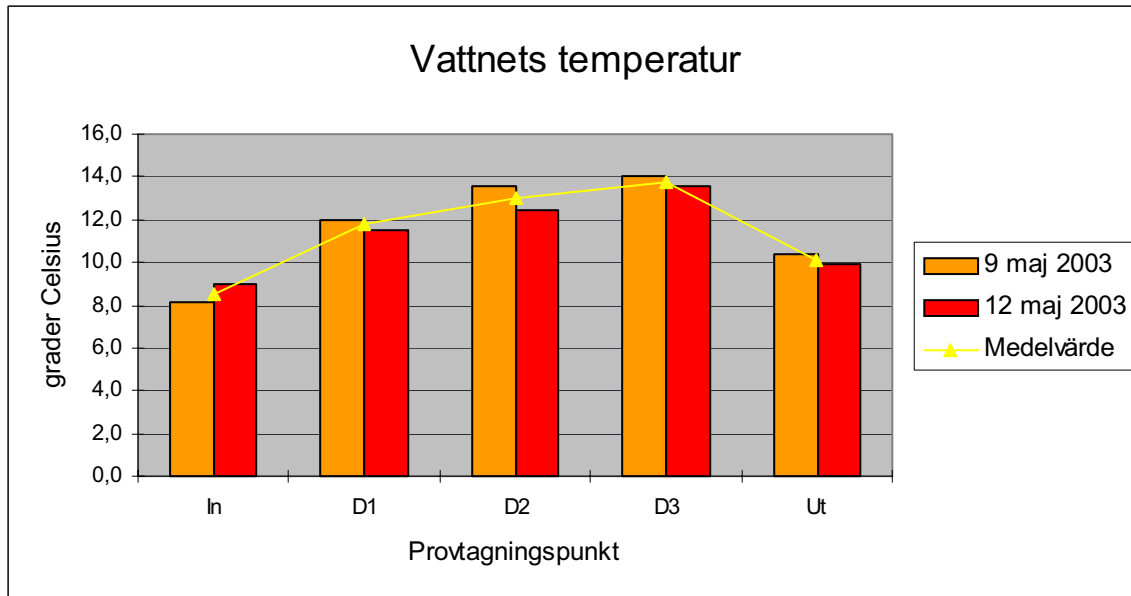
Att halten syrgas i vattnet sjunker, från att ha varit syrerikt, kan tyckas konstigt. Det kan bero på någon fysisk faktor, som till exempel att det är en större volym vatten vid utflödet, och att detta då medför andra förhållanden än de grunda diken som tjänade som mätplats i själva översilningsytan. Det kan också bero på att vattnet faktiskt håller en lägre halt syrgas som en följd av den syreåtgång som sker vid nedbrytningen av organiskt material i dammarna som föregår utflödet. Troligtvis kommer syrgashalten återigen att öka i diket på väg ned mot sjön.

Det bör nämnas att liksom vid totalfosforhalten anger Naturvårdsverkets klassning (se bilaga nr. 3) en bedömning av mer långtgående undersökningar. I det här fallet gäller bedömningen årsminimum. Dock erbjuder klassningen en möjlighet till uppskattning av vad som är bra och dåligt, även om inte halten mäts över ett helt år.

En pumpad volym på 2 l/s ger att den totala volymen under en säsong är ca 36 000 m³. Mörtsjöns totala volym är ca 140 000 m³. Det finns också beräkningar som visar att den undre metern av sjöns djup, ungefär motsvarande den under sommaren syrefria delen, motsvarar en volym på ca 20 000 m³. Resonemanget innebär att sjöns bottenvatten cirkuleras och syresätts ungefär två gånger per säsong.

TEMPERATUR

Temperaturen höjs i översilningsytan, från att i inkommande vatten vara ca 8 ° C till att i översilningsytans diken vara ca 12-14 ° C. I utgående vatten uppmättes en temperatur på ca 10 ° C, vilket alltså innebär en sänkning. (Se bilaga nr. 5 för samtliga resultat.)

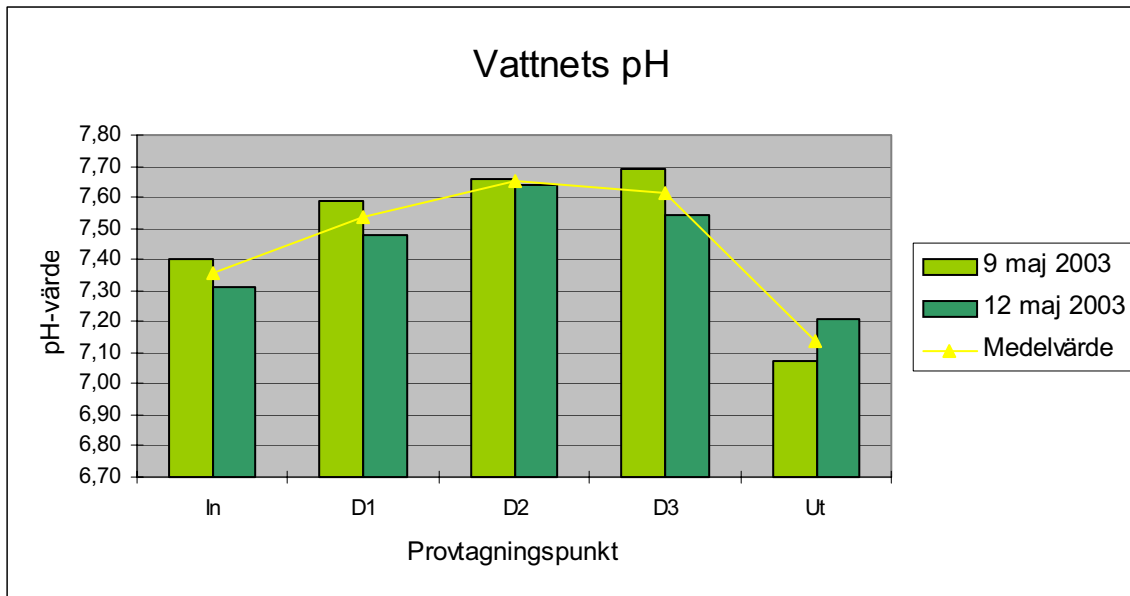


Figur nr 8. VATTNETS TEMPERATUR.

Temperaturen förändras som förutsett. Att det kalla bottenvattnet blir varmare när det silas över en markyta med grunda diken är självklart. Att vattnet återigen blir kallare vid utloppet beror med största sannolikhet på att det leds via de, relativt översilningsytans diken, djupa dammarna. Vattnet i utflödet kommer visserligen från dammarnas ytligare, och troligtvis varmare, delar, men trots detta är temperaturen alltså lägre. Platsen för mätningen av utgående vatten, vid munkens utlopp, är även den belägen i ett relativt djupt dike, och trots att mätningen utfördes strax under vattenytan kan den större volymen medverka till en lägre temperatur. (Figur 8)

pH

Det sker en svag ökning av pH-värdet i översilningsytan. Ökningen är endast ca 0,3 enheter och kan därför betraktas som marginell. pH-värdet i inkommande vatten, omkring 7,4, anses stabilt och bra. Någon försurningsrisk föreligger ej. I mätpunkten för utgående vatten sjunker pH till ca 7,1. (Se bilaga nr. 5 för samtliga resultat.) (Figur 9)



Figur nr 9. VATTNETS pH-VÄRDE.

Det kan antas att pH-värdet i vattnet kommer att öka då det får strila över en kalkad översilningsyta. Detta har dock inte skett i den utsträckning som först förutsågs. Ökningen är tydlig men marginell. pH-värdet ligger på en, för sjön, stabil och sund nivå.

Att pH-värdet sjunker med några tiondelar enheter i utgående vatten kan bero på nedbrytningen av organiskt material uppströms i de intilliggande dammarna. Nedbrytningen medför bildning av koldioxid som i och med kolsyracykelns förlopp frisläpper vattnets vätejoner med ökad surhet som följd. (Jansson & Broberg, 1994) En annan förklaring till det lägre pH-värdet kan vara att det stundtals tillströmmande bäckvattnet från Käringsjön, som ju blandas med översilningsytans vatten, har något lägre pH-värde, 6,8-7,3. (Täby kommun, 1991) Vad pH-sänkningen än beror på, finns ingen anledning till oro eftersom den är helt naturlig och troligen oberoende av den kalkade översilningsytan.

SEDIMENTPROVER – ÖVERSILNINGSYTAN

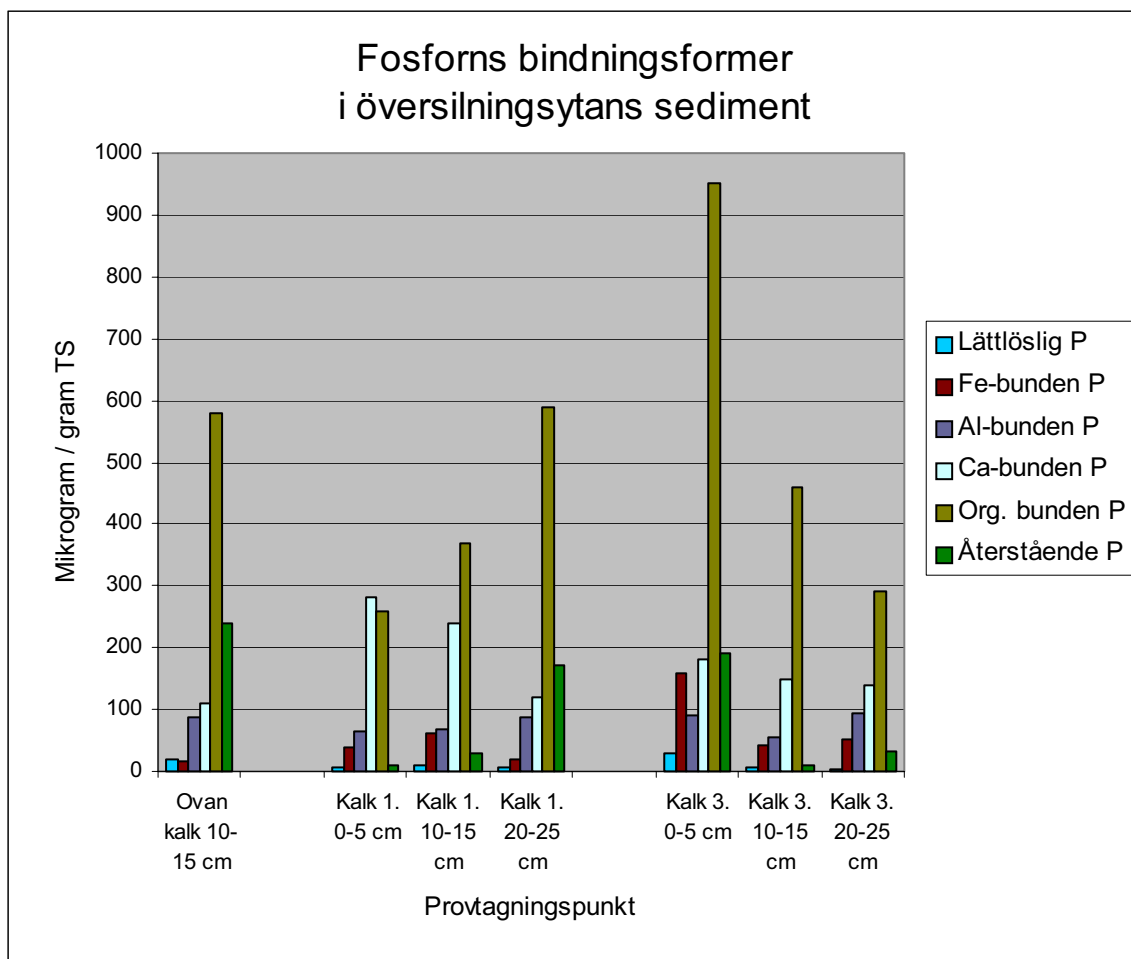
Resultaten av sedimentprovtagningen visar att halterna av organiskt material är höga. Halterna av återstående fosfor, som också är bland de högsta, kan även den betraktas som organiskt bunden. Resultatet tyder på mer organiskt material i kalksträng nummer tre än i nummer ett. Bakgrundsvärdet ligger i jämnhöjd med kalksträng nummer etts högsta halt, ca 600 µg/g. Halten stiger med ökat sedimentdjup i sträng nummer ett, ca 250-600 µg/g, medan sambandet är omvänt i sträng tre, ca 950-300 µg/g.

Halterna av kalciumbunden (Ca) fosfor är högre i den första kalksträngen än i den tredje. Halterna sjunker även med ökat sedimentdjup, ca 280-120 µg/g i sträng ett respektive ca 180-140 µg/g i sträng tre. Bakgrundshalten ligger på dryga 100 µg/g.

Halterna av aluminiumbunden (Al) fosfor är, liksom bakgrundhalten, mellan ca 50 och 100 µg/g. Ingen trend kan uttydas, varken mellan eller inom strängarna.

Halterna av järnbunden (Fe) fosfor är i många fall betydligt högre än bakgrundshalten. Halterna varierar runt eller strax under 50 µg/g, så när som på ett värde som är betydligt högre, drygt 150 µg/g. Ingen tydlig trend kan uttydas, dock tenderar halterna att eventuellt öka något nedströms i översilningsytan.

Halterna av lättlöslig fosfor, fosfat, är i sammanhanget relativt intetsägande. De är låga och motsvarar i princip vattenhalten i provet. Det är alltså sannolikt så att halterna direkt avspeglar sedimentets porvatteninnehåll. Lättlöslig fosfor räknas inte som en bindningsform. (Se bilaga nr. 6 för samtliga resultat.) (Figur 10)



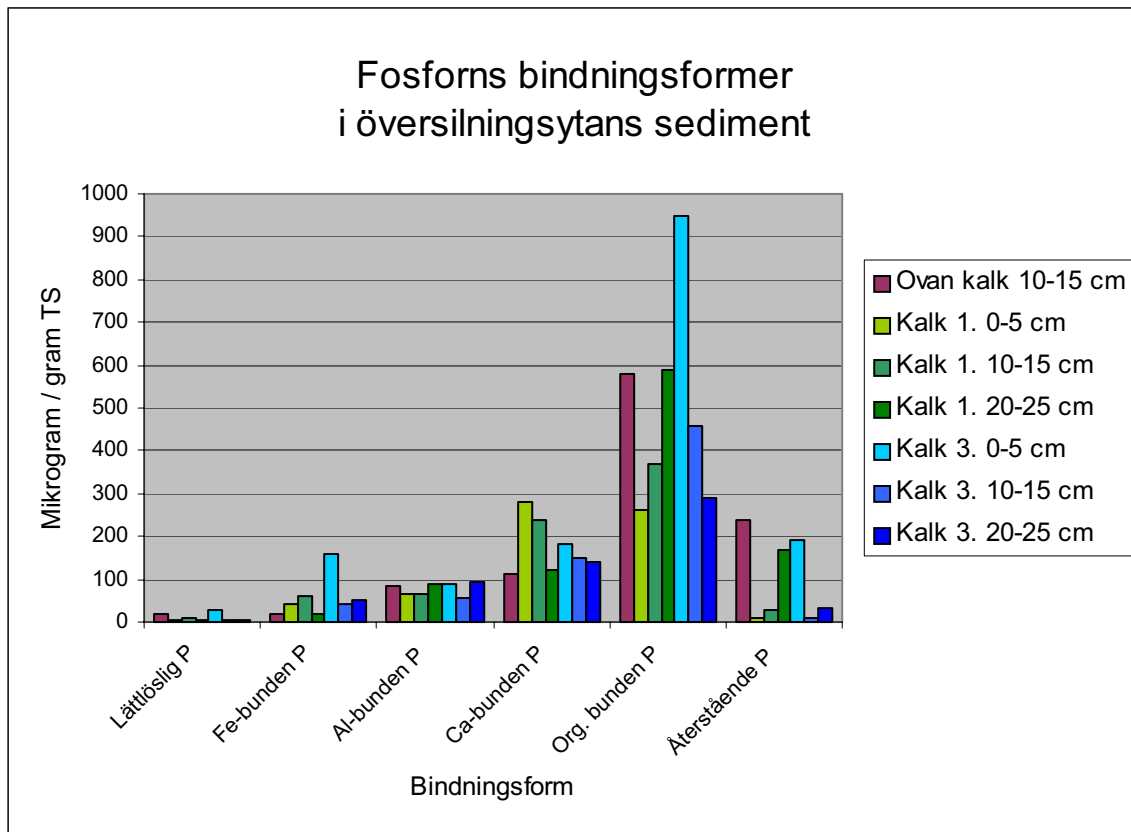
Figur nr 10: FOSFORNS BINDNINGSFORMER I ÖVERSILNINGSYTANS SEDIMENT.

Organiskt bunden fosfor

Då bindningsformerna i översilningsytan jämförs syns det tydligt att sedimentet innehåller mycket organiskt material. (Figur 11) Halten av organiskt material visade sig vara högre i kalksträng nummer tre än i nummer ett. Detta är rimligt eftersom den till synes något rikare vegetationen i översilningsytans nedre del även torde medföra kraftigare rötter, alltså organiskt material, i sedimentet. Det kan även antas att det organiska innehållet borde minska med ökat sedimentdjup eftersom växternas rötter tunnas ut, och eftersom annan aktivitet, till exempel av bakterier och insekter, också minskar med ökat djup. Detta är fallet i kalksträng nummer tre, men inte i nummer ett. Varför det är på detta vis är inte vidare utrett, men har troligtvis ingen långtgående förklaring. Den relativt högre halten av organiskt material i det

kalkopåverkade provet, behöver inte heller tolkas på något djupare sätt. Variationerna är inte onaturligt stora.

Stapeln för återstående fosfor är en restpost vilken förmodligen till störst del också utgörs av organiskt material. Att staplarna för återstående fosfor är som högst på just de provtagningspunkter där det organiska innehållet är som störst, talar för detta påstående.



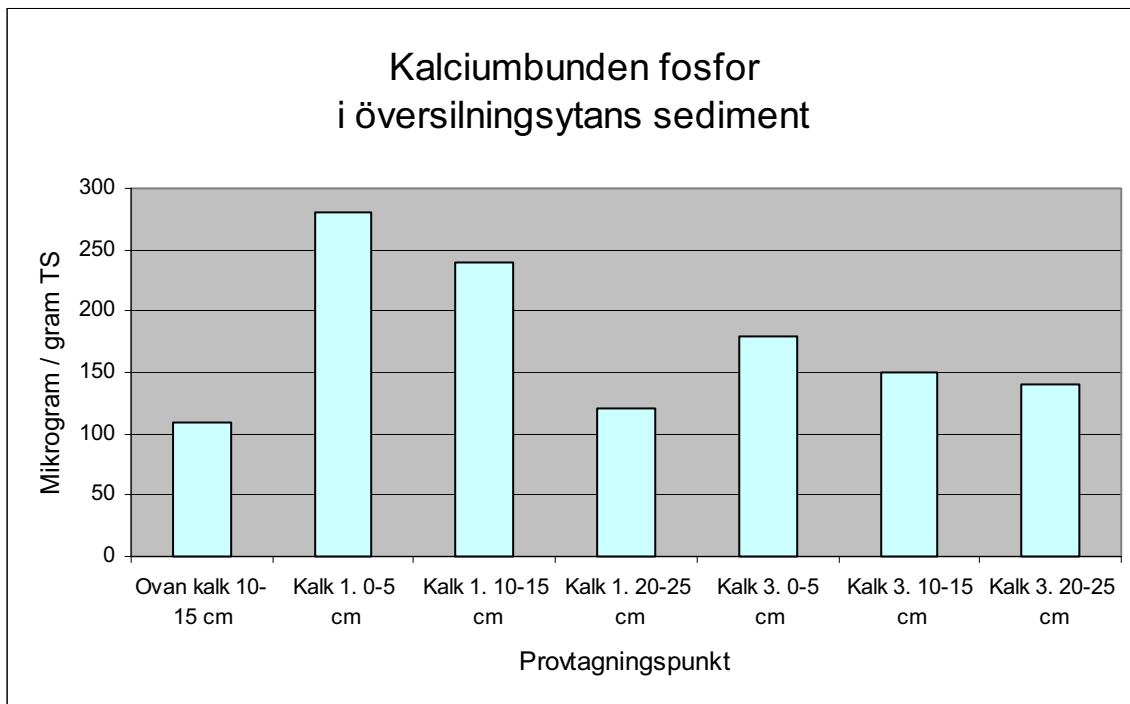
Figur nr 11: FOSFORS BINDNINGSFORMER I ÖVERSILNINGSYTANS SEDIMENT.

Kalciumbunden fosfor

Då grupperingar av samma bindningsformer jämförs med varandra, syns att den näst största posten, efter organiskt bunden och återstående fosfor, är kalciumbunden fosfor. (Figur 11) På tredje plats kommer aluminiumbunden och därefter järnbunden fosfor. Generellt kan sägas att inte något av resultaten är speciellt uppseendeväckande. Det finns inga värden som är extrema och inte heller några relativa skillnader som är onormalt stora.

Hur mycket fosfor som är kalciumbundet är i sammanhanget väsentligt eftersom det frästs ned kalk i jorden just för att öka fosforbindningsförmågan. Resultatet är tillfredsställande och enligt förväntningarna. (Figur 12) Det verkar som att mängden kalciumbunden fosfor är som störst ytligt i sedimentlagren, och minskar med ökat sedimentdjup. Detta är rimligt eftersom det fosforrika vattnet först reagerar med den ytligt liggande kalken och först senare med den djupare liggande. Resultaten visar också att halten kalciumbunden fosfor är större i den första kalksträngen än i den tredje. Sannolikt skulle den andra av de tre strängarna haltmässigt hamna någonstans mellan nummer ett och tre.

Halten av kalciumbunden fosfor i det kalkopåverkade sedimentet ligger under halterna i alla de övriga proverna, och relativt mycket under halterna från proverna på samma sedimentdjup. Att kalkhalten i det opåverkade provet ändå är förhållandevis hög beror troligtvis på naturliga omständigheter såsom berggrund, jordmån, tidigare markanvändning eller dylikt. Slutsatsen att den nedfrästa kalken har betydelse för utfällningen av fosfor på översilningsytan, kan dras.



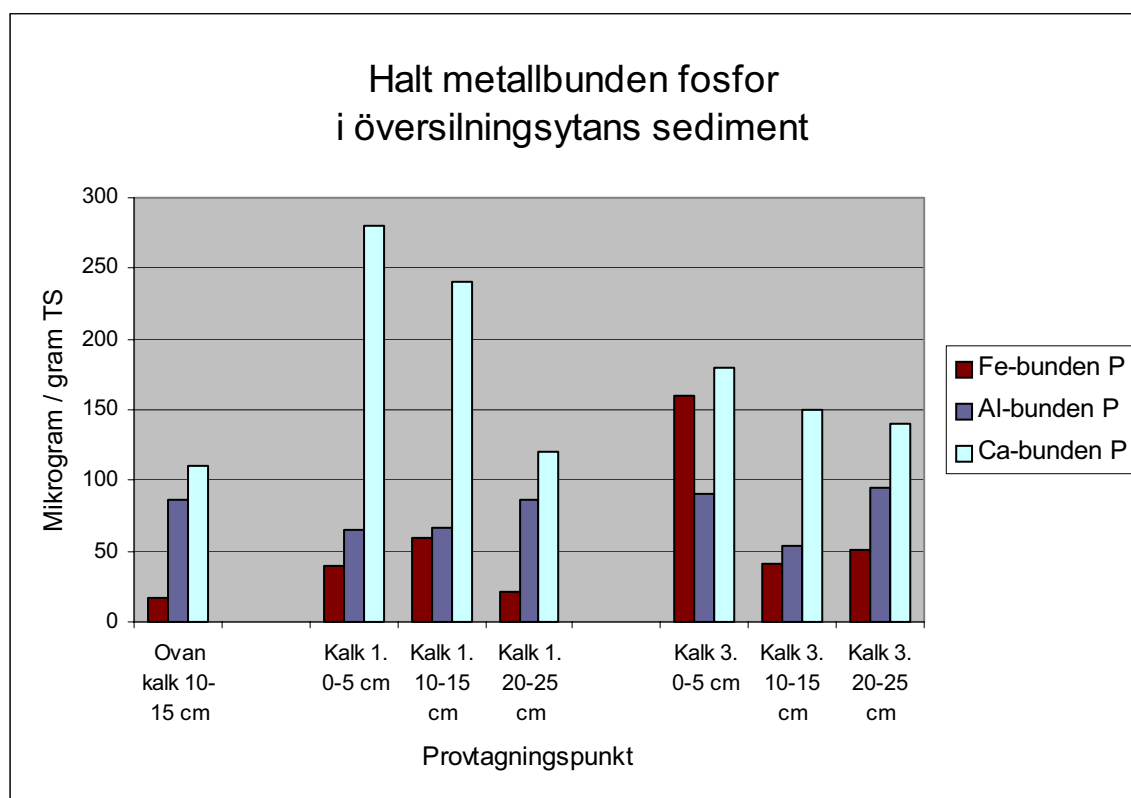
Figur nr 12: KALCIUMBUNDEN FOSFOR I ÖVERSILNINGSYTANS SEDIMENT.

För att bedöma hur mycket av den nedfrästa kalken som bundits upp under den första säsongen kan följande beräkningar göras: Kalken utgör ca 5,5 (4-7) viktprocent av kalksträngarnas material. Detta motsvarar en inblandning av 55 000 µg/g som alltså fanns tillgängligt då anläggningen färdigställdes. Halten av fosforbunden kalcium i ursprungsmaterialet, ovan kalksträngarna, ca 100 µg/g dras ifrån medelhalten av fosforbunden kalcium i kalksträngarna, vilket ger ett värde på 75 µg/g. Detta innebär att endast ca 0,1 % av den nedfrästa kalken åtgått under den första "säsongen", sommar/höst 2002 och vår 2003. Naturligtvis är detta en så liten del att oro för att kalken på detta sätt ska "ta slut" inte behöver finnas, dock finns det andra mekanismer som med tiden kan få kalkens effekt att avta. Under följande säsonger är den pumpade volymen vatten konstant större, än under den första sommaren/hösten då volymen endast var ungefär en sjundedel av den större, men även om detta skulle leda till ökad fastläggning kommer kalken sannolikt att räcka länge. Då en betydande del av kalken åtgått, kan det innebära en minskad fastläggningseffekt.

Eftersom kalkinblandningen är angiven i viktprocent torde här kunna utföras mängdberäkningar. De ca 7 ton kalk som frästes ned i översilningsytan motsvarar ca 5,5 viktprocent, vilket alltså ger att kalksträngarnas sammanlagda totala vikt blir ca 130 ton, förutsatt att ingen hänsyn tas till eventuella densitetsskillnader. Bortsett från en troligtvis ökad fastläggning under det högre flödet, kan medelhalten fastlagd kalciumbunden fosfor 75 µg/g användas för att beräkna total mängd fastlagd kalciumbunden fosfor. Detta ger att den nedfrästa kalken fastlägger ca 10 kg fosfor per driftsäsong. Det bör tilläggas att detta är under förutsättning att hela strängarna belastas av vattnet, och att viktprocent beräknats av, eller i alla fall motsvarar, strängarnas torrsustans eftersom halten kalciumbunden fosfor anges som TS-halt.

Aluminiumbunden fosfor

Halten av aluminiumbunden fosfor är relativt jämn över hela översilningsytan, både längs med ytan och vid olika sedimentdjup. (Figur 13) Detta är troligtvis, den för platsen naturliga, förekomsten av aluminium; alltså den aluminium som normalt finns i landsedimentet. I vattenmiljö är aluminiumbunden fosfor en relativt stabil form vid, det i sjön rådande, nära neutralt pH. Den aluminium som återfinns i sjön, ligger förmodligen fast i botten sedimentet, och torde således inte följa med det pumpade vattnet upp till översilningsytan.



Figur nr 13: HALT METALLBUNDEN FOSFOR I ÖVERSILNINGSYTANS SEDIMENT. Halten av aluminium- och järnbunden fosfor i förhållande till halten av fosfor bunden till (alkalimetallen) kalcium.

Järnbunden fosfor

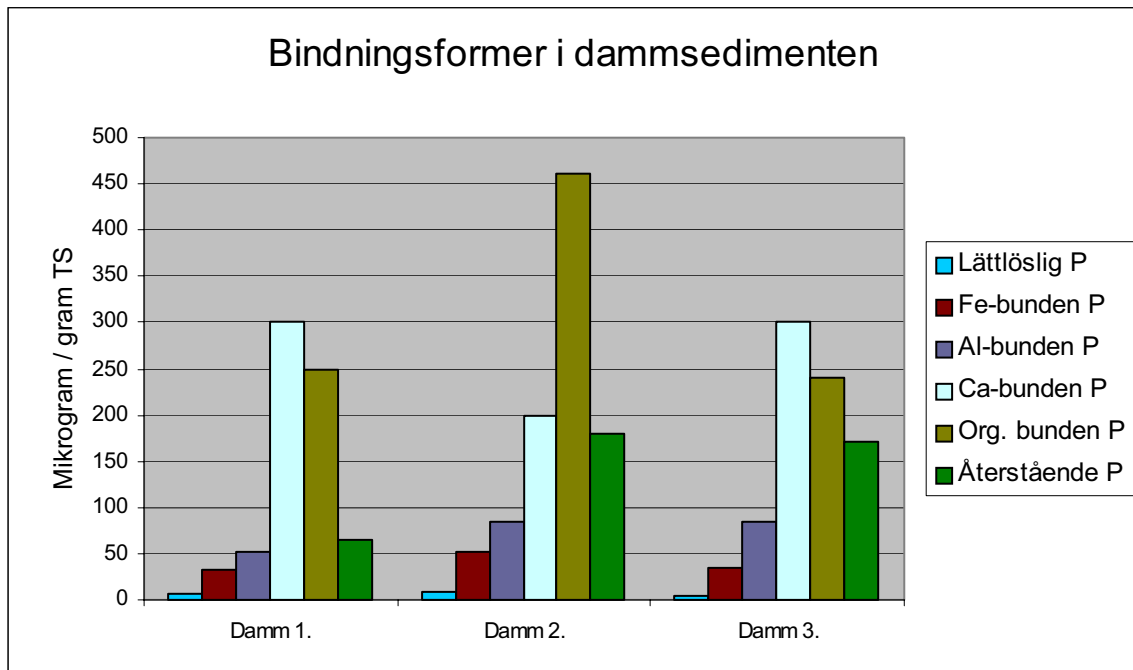
Järn lakas ur sjöbotten under syrefria förhållanden. Då detta sker kommer det även att följa med det pumpade vattnet upp till översilningsytan. Gruset runt utströmningspunkterna är rostfärgat vilket tyder på att järnet fälls då det vid utströmningen oxideras. Att halten av järnbunden fosfor är olika hög i de olika proverna kan inte härledas till någon speciell orsak utan beror troligtvis på tillfälligheter. Möjligtvis kan en tröghet i bindandet medföra att halterna eventuellt är något högre nedströms i översilningsytan. (Figur 13) Den totala mängden järnbunden fastlagd fosfor bedömd här inte vara relevant, trots att vattnet i översilningsytan är syresatt, och bindningen således torde vara stabil nog.

SEDIMENTPROVER – DAMMARNAS

Resultatet av sedimentanalysen från dammarnas botten visar tydligt att fosforfastläggning sker även här. Halterna av organiskt bunden fosfor och ”återstående fosfor”, som även kan betraktas som organisk, är förhållandevis höga. Halterna av rent organiskt bunden fosfor ligger mellan ca 250 och ca 450 µg/g i de tre dammarna.

Halten av kalciumbunden fosfor är även den förhållandevis hög, 200-300 µg/g. Halterna av aluminium- och järnbunden fosfor varierar mellan ca 50 och 80, respektive 30 och 50 µg/g. Halten av lättlöslig fosfor i sedimenten lämnas här därhän. Mittendammen uppvisar högre fosforhalter av nästan samtliga bindningsformer, än de övriga två dammarna. Den enda bindningsform som mittendammen uppvisar lägre halt av är kalciumbunden fosfor.

Resultaten av totalfosforanalyserna tyder på varierande halter i de tre dammarna, mellan ca 700 och 1 000 µg/g. Mittendammens sediment innehåller generellt mer fosfor än de övriga två. Damm nummer tre innehåller näst mest. Även sedimentdjupen varierar kraftigt: 5 cm i mittendammen och 2 cm i de övriga två. Sedimentens vattenhalt var mellan ca 70 och 80 %, medan glödningsförlusten var strax under 20 % för samtliga tre sedimentprover. (Se bilaga nr. 6 för samtliga resultat.) (Figur 14)

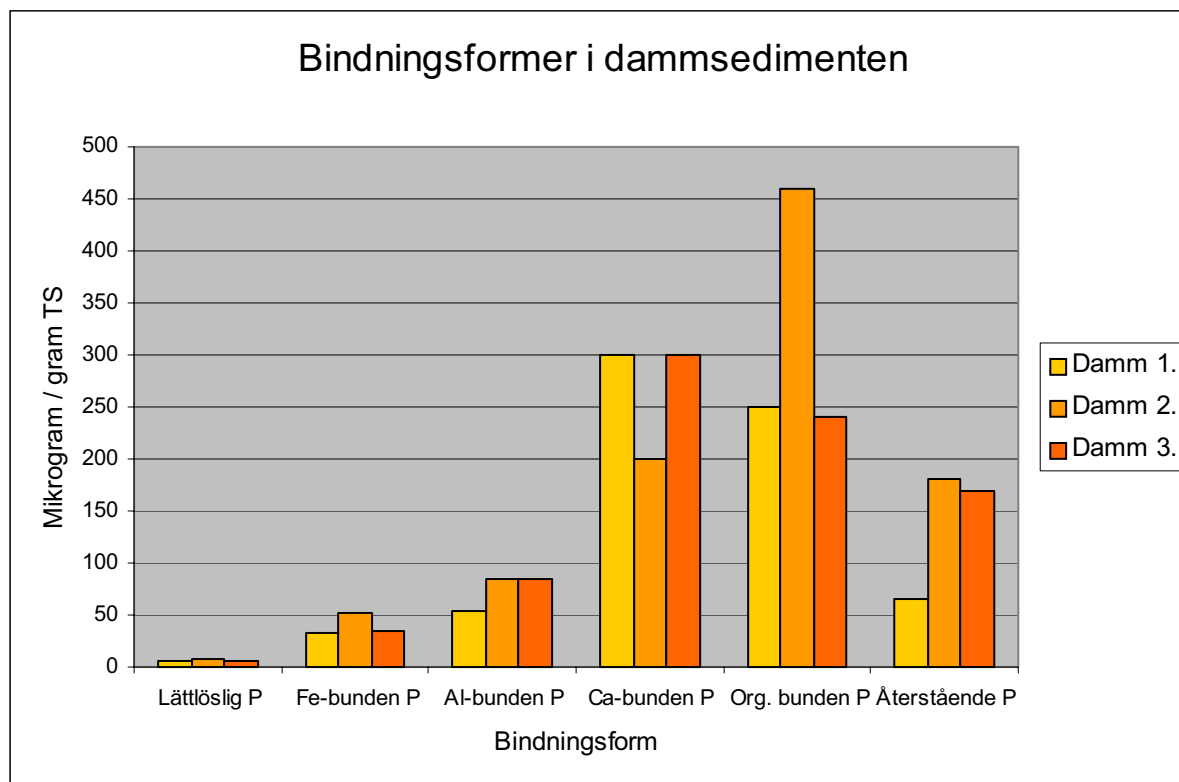


Figur nr 14. BINDNINGSFORMER I DAMMSEDIMENTEN.

Organiskt bunden fosfor

I dammarnas sediment syns tydligt att det organiska materialet, tillsammans med posten av återstående fosfor, står för en betydande del av fosforinnehållet. Vad som är anmärkningsvärt är dock att halten av organiskt bunden fosfor är mycket högre i damm nummer två än i de övriga två dammarna. Detta är troligtvis en direkt följd av översilningsytans bristfälliga flödesutjämning. Vattnet har brutit sig igenom översilningsytan och funnit en snabbare väg till dammarna än att långsamt silas över en större yta. Översilningsytans funktion är således inte optimal. Resultatet tyder på att vattnet främst rinner till mittendammen, något som även tydligt syns i fält. Att så mycket organiskt material återfinns just där beror troligtvis dels på att organiskt material som bildats på översilningsytan, främst alger, följer med vattenströmmen

till dammen, och dels på att den näring som inte bundits på översilningsytan följer med till dammen, till förmån för bildningen av organiskt material i denna. (Figur 15)



Figur nr 15. BINDNINGSFORMER I DAMMSEDIMENTEN.

Kalciumbunden fosfor

Halten av kalciumbunden fosfor är betydligt högre än den aluminium- eller järnbundna. Detta beror helt enkelt på att kalk tillsatts ytan. Även bakgrundshalten är något högre. Alla tre bindningsformerna är stabila i syrerikt tillstånd med neutralt pH, och borde därför inte följa med vattnet till dammarna annat än som eroderat material. Att kalcium förekommer i så mycket större mängd i dammarna, än de övriga två bindningsformerna gör, beror sannolikt på det enkla sambandet att det eroderade sedimentet på översilningsytan har ett så mycket större innehåll av just kalcium. (Figur 15)

Halten av kalciumbunden fosfor är den enda bindningsformen som visat sig vara lägre i mittendammen än i de övriga två dammarna. Vad detta beror på är inte fastställt, men det kan ha att göra med utspädningseffekter i mittendammen. Den större mängden material, främst organiskt, i mittendammen kan göra att halten av kalciumbunden fosfor blir förhållandevis lägre. Detta samband gäller i så fall naturligtvis även de andra bindningsformerna, aluminium och järn.

Aluminium- och järnbunden fosfor

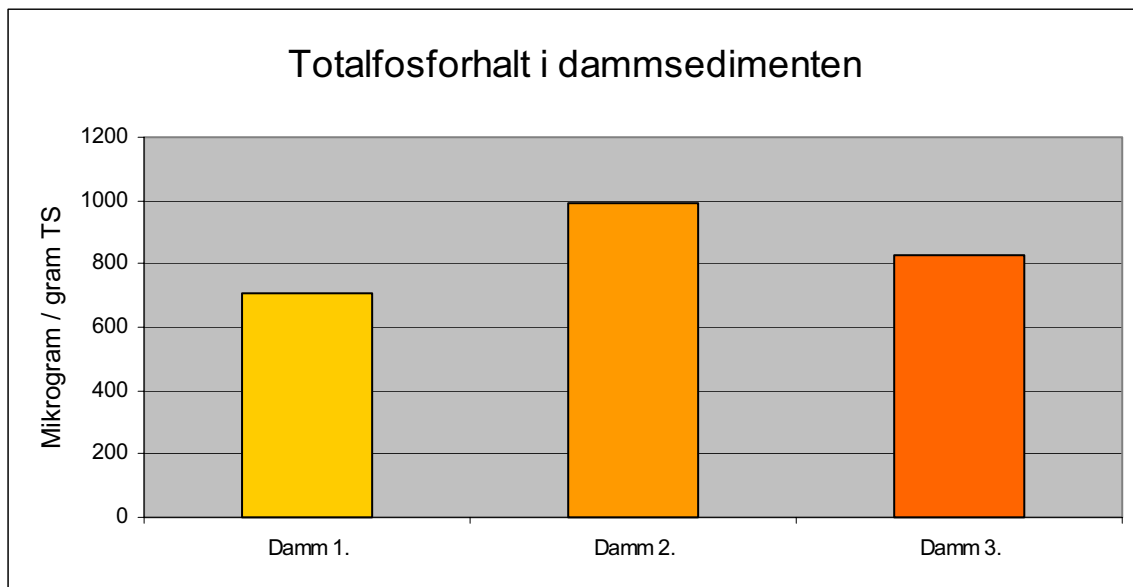
Halten av aluminium- och järnbunden fosfor är någorlunda jämn och ligger i nivå med proverna från översilningsytan. (Figur 15) Troligtvis är halterna av aluminium lite av ett mått på den lokala sedimentkvaliteten. Ett visst innehåll av aluminium ger en viss fosforbindningsförmåga. Med järn är det förmodligen på liknande sätt, med den skillnaden att järnjoner även följer med sjövattnet upp till översilningsytan. Dock är det troligt att detta järn faller ut så snart vattnet blir syresatt; fosfat att binda till finns det ju gott om.

Samma förhållande som påverkar den kalciumbundna halten av fosfor, som troligtvis på grund av utspädning är relativt lägre i mittendammen, torde även påverka halterna av

aluminium- och järnbunden fosfor. Att det i mittendammen istället kan anas en viss förhöjning av dessa halter beror förmodligen på den större mängden medföljande material som eroderats från, eller eventuellt lakats ur, översilningsytans sediment. Kalciumbunden fosfor ligger hårdare fast än de övriga två bindningsformerna. Troligt är att halterna av aluminium- och järnbunden fosfor skulle vara ännu högre i mittendammen om utspädningsmekanismerna inte påverkat dem.

Totalfosfor

Undersöks totalfosforhalterna i de tre dammarnas sediment, syns tydligt att mittendammen innehåller mycket mer fosfor i olika former, än vad damm nummer ett och tre gör. Mer än dubbelt så mycket material har även sedimenterat här. Detta beror på att det är mittendammen som tar emot den absolut största volymen av det översilade vattnet. Att damm nummer tre, den sista i strömningsriktningen, innehåller högre halt av fosfor än damm nummer ett, visar att en del av den fosfor som tillförts mittendammen förs vidare i strömningsriktningen och sedimenterar i nästföljande damm, damm tre. Damm nummer ett, som överhuvudtaget inte tillförs speciellt mycket vatten, håller en relativt låg halt av fosfor i sedimenten. (Figur 16)



Figur nr 16. TOTALFOSFORHALT I DAMMSEDIMENTEN.

Vid beräkning av den totala mängden fastlagd fosfor dras samma slutsats –att mittendammen belastas mest. Volymen sediment var 2, 5 respektive 2 m³ i de tre dammarna. Halterna av totalfosfor var 710, 990 respektive 830 µg/g. För att få sambandet mellan volym och massa, krävs sedimentdensiteten som antingen kan mätas eller beräknas. Beräkningar utfördes enligt följande:

$$\text{Sedimentdensitet (g/cm}^3\text{)} = 260 / (100 + 1,6 * (\text{Vattenhalt \%}) + ((\text{TS-andel av 1}) * (\text{Glödning förlust \%})))$$

("TS-andel av 1" innebär (1 – vattenhalt uttryckt i decimalform). Ex: Om vattenhalten är 75 % blir TS-andelen 0,25.)

Beräkningarna ger sedimentdensiteter på ca 1,16 g/cm³, 1,11 g/cm³ respektive 1,14 g/cm³ för de tre dammarna. För att därav beräkna massan fastlagd fosfor används följande formel:

$$\text{Massa (kg)} = \text{Densitet (g/cm}^3\text{)} * 1\,000\,000 \text{ (ger m}^3\text{)} * \text{Sedimentvolym (m}^3\text{)} * \text{Halt (\mu g/g)} / 1\,000\,000\,000 \text{ (ger kg)}$$

$$\text{Förenklat: Massa (kg)} = \text{Densitet} * \text{Sedimentvolym} * \text{Halt} / 1\,000$$

Beräkningarna ger att den totala fosforfastläggningen den första säsongen var ca 1,6 kg, 5,5 kg respektive 1,9 kg i de tre dammarna. Således var den sammanlagda fastläggningen ca 9 kg denna säsong. Detta är fosfor som visserligen kan återföras till vattnet via urlakning, men detta förhindras genom regelbunden muddring. Fosfor kan därför anses tagen ur systemet.

EFFEKTIVITET OCH EKONOMI

Att översilningsytan vid Mörtsjön fungerar är tydligt, frågan är hur den står sig i en jämförelse med andra tänkbara restaureringsmetoder. Det är en alltför stor uppgift att uppskatta hur andra metoder skulle fungera i just Mörtsjöns fall, men en generell lämplighetsdiskussion kan ändå föras.

Vilken restaureringsmetod som ska väljas är helt och hållet beroende på vilken sjö som ska restaureras. Det finns ingen metod som är garanterat bättre än någon annan –vissa metoder är bra på vissa platser och andra är bra på andra platser.

EXTERNBELASTNING

Det viktigaste vid en restaurering är att minska externbelastningen. Om externbelastningen är stor kommer alla restaureringsåtgärder som utförs att till stor del vara onödiga eftersom effekten av dem då kommer att vara kortvarig eller så gott som obefintlig. De spenderade pengarna är, så att säga, kastade i sjön. Först efter minskad tillförsel av näringsämnen är det idé att fundera på någon metod att minska internbelastningen och få bort näringsämnen ur sjön. De preventiva åtgärderna som syftar till att minimera näringstillförseln är alltid de mest kostnadseffektiva.

I tätorter kan det ibland vara mycket svårt att komma tillrätta med externbelastningen. På dessa platser får kanske utförandet av upprepade åtgärder bli en vana; metoder som ger en tillfällig positiv effekt, men som sedan måste göras om. Reningsverk, översilningsytor eller andra varianter av kontinuerliga reningsmetoder kommer att behövas i all framtid, så länge inte externbelastningen hålls på en sund nivå. Det kan kännas hopplöst, men detta är ett bra alternativ i de fall då externbelastningen ”inte går” att minska. Om sjövattnet renas i samma takt som näring tillförs, kan systemet antas vara stabilt, och om så inte skulle vara fallet är en liten rening ändå alltid bättre än ingen alls.

INTERNBELASTNING

Att avlägsna fosfor ur en sjö som har en kontrollerad externbelastning, och alltså endast tillförs en ringa mängd, ger ett mer bestående resultat. Det är dock viktigt att ta med internbelastningen i beräkningen. Ett näringsrikt sediment kan läcka fosfat till sjövattnet under många år, och därför är exempelvis ett mindre reningsverk att betrakta som ett långsamt restaureringsalternativ. En långsam lösning är dock inte nödvändigtvis sämre än en snabb som ger konkreta resultat direkt, det kan många gånger vara lämpligare att vänta ut en säker förbättring än att chansa på en snabb.

De snabba lösningarna är oftast mer riskfyllda, men om behovet av en snabb åtgärd är överhängande lönar det sig ofta att utföra drastiska åtgärder direkt, istället för att göra lite i taget. Det finns många exempel på restaureringsprojekt som gått i stöpet på grund av en för

liten insats. Att bara muddra en halv sjö kommer att leda till att det kvarlämnade sedimentet kommer att läcka fosfor, vilket då ger ett näringsrikt vatten med en hög algproduktion vilket i sin tur leder till ackumulering av näringsrikt bottensediment även ovanpå den muddrade halvan av sjön. Samma förhållande råder om bara en liten del av växtligheten beskärs. Effekten kommer att vara positiv ett par år, men är snart lika osynlig som pengarna i plånboken. Åtgärderna måste planeras noga och sedan verkställas effektivt.

EKONOMI

Vad gäller kostnaderna för olika restaureringsmetoder kan sägas att de är lika många som restaureringsprojekten. Det går inte att sätta ett bestämt pris på en viss åtgärd eftersom alla sjöar är olika. Priset fås när en entreprenör ger en offert på vad de aktuella åtgärderna kommer att kosta. Kostnaden är beroende av en mängd olika faktorer såsom sjöstorlek, sjödjup, sedimentdjup, sedimentets beskaffenhet, mängd och typ av växtlighet, tillgänglighet, tillgång på mark för ianspråktagande, tillgång till faciliteter, transportbehov och så vidare. Vid långtgående studier av en stor mängd restaureringsprojekt skulle en schablonmässig prismall kunna räknas fram. Jämförelser skulle då göras mellan ett större antal sjörestaureringsprojekt. Om sjöarna klassificerades till olika grupper med avseende på exempelvis näringshalter, sjödjup, sedimentdjup, externbelastning, nederbördsförhållanden och omsättningstid, skulle förmodligen ett pris per näringsämnesminskning och hektar kunna erhållas. Först då kan de olika restaureringsmetodernas kostnad jämföras på ett relevant sätt. Vid kostnadsuppskattningen bör även metodernas säkerhet räknas in. Vissa metoder misslyckas lättare, eller försenas oftare med högre kostnader som följd. Det är också viktigt att tänka på att den billigaste metoden kanske inte alltid är den mest kostnadseffektiva. Det kanske är värt pengarna att satsa på något dyrare om detta ger ett mer varaktigt och tillfredsställande resultat. Ett problem som ibland uppstår vid planeringen av en restaurering är platsbrist. Många sjöar är belägna i tätorter där tillgången på utrymme ofta är den faktor som sätter gränsen för vad som kan göras och inte.

Kostnaden för en åtgärd måste sättas i relation till vinningen av den. För att sätta ett värde på restaureringen av en sjö måste hänsyn tas till en mängd faktorer. Det finns värden som är lättare att uppskatta, till exempel minskad mängd fosfor eller produktion av biomassa och fisk, men också en hel del värden som inte är lika lätta att sätta ett värde på. Hur allmänheten värdesätter att en sjö är badbar eller att en sjöutsikt är vacker är inte självklart. Sedan finns det faktorer som till exempel biologisk mångfald som är ännu svårare att uppskatta och väga mot en stor utgift.

Den direkta kostnaden utgörs av själva konstruktionen av exempelvis dammar, pumpstationer och ledningar samt fysiska åtgärder som till exempel muddring eller slätter. Men det tillkommer även en hel del andra utgifter i samband med en restaurering. Kostnader för administration och markinlösen är poster som varierar kraftigt beroende på plats och projektets storlek, men dessa kostnaderna är generellt förhållandevis små. Projekteringskostnader utgör en relativt stor, men också mycket viktig, del. Läggs inte tillräckligt med omsorg på en noggrann projektering är det större risk att det uppstår problem och misstag vid konstruktionen, och sådana misstag kan vara mycket kostsamma och dra ut på tiden. Viktigt är också att anläggningen eller åtgärden planeras så att kostnaderna för drift och underhåll blir så låga som möjligt. Till dessa löpande utgifter räknas underhåll av fördämningar, pumpar och ledningar samt eventuella reparationer och utbyten av materiel som gått sönder, men även återkommande åtgärder som exempelvis muddring av sedimenteringsbassänger eller årlig slätter, räknas hit. Även kostnader för eventuell elektricitet och kemikalier tillkommer. Generellt kan sägas att drift- och underhållskostnaderna ändå är relativt låga jämfört med konstruktionskostnaderna, men

eftersom de är kontinuerliga och kommer att finnas med under mycket lång tid, är det väsentligt att försöka hålla dem låga.

Som synes är det inte så lätt att bedöma kostnaden för en restaureringsåtgärd. Det är den stora mängden bedömningsgrunder som ofta gör avvägningen svår. Många gånger behöver dock inte alla parametrar avvägas eftersom valmöjligheterna ofta är snäva. Vilken metod som bör användas är slutligen ett val som grundas på hur överhängande behovet är i förhållande till risktagande och ekonomi. Vissa metoder är lämpligare än andra, och vissa kanske helt kan uteslutas när den förberedande undersökningen görs.

FASTLÄGGNING AV FOSFOR

Kemisk fällning

Kemisk fällning är en metod som många gånger visat sig vara lyckad. Fällningen sker antingen med aluminium, järn eller kalcium. Det som gör metoden extra effektiv är, förutom det att fosfat binds till stabilare former, att fällningen sjunker till botten och bildar där ett ”lock” som skyddar bottenvattnet från internbelastning. Skyddet är inte hundra procentigt och det varar inte för evigt, men ofta fungerar det mycket bra och håller ett tiotal år; det är en god hjälp att komma tillrätta med internbelastningsproblemet.

Metoden är effektiv och inte speciellt kostsam. Kemikaliekostnad och applicering är i princip de enda kostnaderna. Ingen platsåtgång blir fallet och heller ingen driftkostnad förrän det är dags att utföra en ny behandling. Ytterligare en fördel är att behandlingen är verksam även under vintersäsongen då exempelvis en översilningsyta av naturliga skäl inte fungerar.

Behandlingen skulle troligtvis medföra bättre förhållanden i Mörtsjön eftersom internbelastningen är ett stort problem för sjön. Vald fällningskemikalie bör inte vara syreberoende eftersom detta är en bristvara i sjön. Metoden medför inga större kostnader, och är förhållandevis säker, men kan anses vara lite för drastisk i nuläget. Kemisk fällning skulle troligtvis fungera bra i Mörtsjön, men av större vikt är att minska externbelastningen. Sjöns höga vattenomsättning gör att sjön förmodligen kommer att tillfriskna relativt snabbt vid minskad externbelastning.

Luftning och oxidering

Luftning av bottenvattnet med hjälp av luftningsaggregat ger endast tillfällig effekt, men motverkar internbelastningen relativt bra under tiden den används. Om externbelastningen inte upphört kan metoden sägas vara relativt meningslös om driften inte är kontinuerlig. Kostnaden är varierande beroende på antal och typ av luftningsaggregat, men ändå relativt hög i förhållande till den ringa vinningen. Används syrgas tillkommer den kostnaden.

Att oxidera sedimentet med riplox-metoden reducerar internbelastningen, men med fortsatt externbelastning kommer övergödningen att fortgå. Metoden är dyrare än luftning beroende på kemikaliekostnad, och eftersom speciella maskiner måste användas, men billigare i drift.

Mörtsjön lider stundvis av syrebrist i bottenvattnet varför all syresättning skulle öka förutsättningarna för en sundare sjö. Vid ökad syrgashalt i vattnet skulle en betydande del fosfat läggas fast på botten eftersom sedimentet är järnrikt. Dock kan antas att den luftning som idag sker i översilningsytan kan vara tillräcklig. Visserligen kan ytterligare luftning behövas, men resurser bör i första hand läggas på andra åtgärder.

AVLÄGSNING AV FOSFOR

Muddring

Att muddra sjöbotten är en beständig metod såvida allt det näringsrika och internbelastande bottensedimentet verkligen tas bort ur sjön. Det är dock en metod som är behäftad med en del risker. Det är att föredra att externbelastningen hålls på en naturlig nivå eftersom den annars kommer att ge upphov till vidare alg-tillväxt, kraftig sedimentering av organiskt material, syrebrist och slutligen ett nytt internbelastande bottensediment. Detta gäller även om näringsrikt sediment lämnas kvar i sjön. Om muddring ska utföras bör detta göras ordentligt och försiktigt men ändå så snabbt som möjligt. Om allting går bra, är muddring ett bra sätt att minska internbelastningen och avlägsna näring ur en sjö, men om något går fel kan det sluta med att det hela kan anses ogjort.

Muddring är en mycket kostsam metod, och därför är risken att det går dåligt speciellt oroväckande. Det är en omfattande process som kräver god planering. Ofta behövs, förutom mudderverk och andra maskiner även plats för sedimentupplag, byggnationer och tätningar av vallar och pumpanordningar. Muddringen medför en stor, om än inte så långvarig, påverkan på flora och fauna samt på omgivningarna.

Muddring skulle visserligen effektivt minska Mörtsjöns stora internbelastning, men utan minskad externbelastning skulle problemet snart vara tillbaka. Metoden kan anses alltför kostsam och riskabel för att utföras i en sjö som Mörtsjön, som trots övergödningen har goda egenskaper.

Vegetationsborttagning

Vegetationsborttagning är en bra metod. Den är enkel och effektiv och det finns egentligen inga risker med den. Det kan hända att spridningen av vegetation råkar påskyndas om tillvägagångssättet är ogenomtänkt, men i övrigt är den enda risken att effekten inte blir tillräckligt bra. Beskrivningen är ett sätt att dels avlägsna näringsämnen och dels bli av med problem som igenväxning. Störningar i ekosystemet är inte vanligt.

Kostnaden för slåtter är, beroende på omfattning och övriga omständigheter, generellt sett relativt låg. Det är en åtgärd som involverar manskraft och utrustning, vilket naturligtvis alltid innebär en kostnad, men metoden kräver oftast inte några speciella förberedelser och inte heller några dyra konstruktioner. Inga löpande utgifter som exempelvis elektricitet eller reparationer, tillkommer. Nästa utgift i sammanhanget kommer först om, eller när, åtgärden måste upprepas.

Slåtter är en mycket bra metod för Mörtsjön. Åtgärder behövs inte i sjön, men att utföra slåtter på översilningsytan är en mycket god idé (se Förslag till förbättringar).

VATTENFÖRBÄTTRANDE ÅTGÄRDER

Vattenutbyte eller luftning

Spädning eller utbyte av vatten med annan recipient är en tveksam metod. Metoden hindrar inte internbelastningen annat än tillfälligt, och om externbelastningen inte minskat är det en åtgärd som kontinuerligt måste återkomma. Metoden fungerar bra om vattnet kan bytas eller spädas ut i snabbare takt än alg-tillväxten. Viktigt är att mottagarrecipienten tål bytet. Kostnaden för åtgärden kan antas vara låg under förutsättning att vatten finns att tillgå på nära håll. Kostnad för pumpar och annan materiel är låg i förhållande till andra metoder. Energiförbrukning tillkommer.

Bortpumpning av bottenvatten för luftning medför ungefär samma kostnader och problematik, beroende på närheten till bytesrecipienten, men med vissa skillnader. Lämplig recipient att byta med behöves inte, men istället krävs utrymme intill sjön för någon form av luftningsyta. Detta behöver dock inte enbart innebära något negativt utan kan istället tillföra mycket positivt som rekreationsområde. Luftningsytan kan vara av mindre slag och behöver inte kosta speciellt mycket.

I Mörtsjöns fall är det varken rimligt eller lämpligt med utbyte av sjövattnet. Tålig recipient finns inte att tillgå, och andra åtgärder anses mer kostnadseffektiva. Bortpumpning av bottenvatten för luftning sker redan i och med befintlig översilningsyta. Ytterligare luftning är dock önskvärd eftersom detta skulle ge en ökad fosforfastläggning i bottensedimenten, och därmed även minskad internbelastning. Möjligheter till vidare luftning bör utredas.

Reningsverk

Att anlägga ett reningsverk för rening av sjövattnet är en förhållandevis drastisk åtgärd. Det är en god idé att rena tillströmmande dagvatten, eventuellt kombinerat med sjövattnets rening, men att anlägga ett reningsverk enbart för sjövattnets rening är inte en vidare kostnadseffektiv åtgärd. Det finns andra metoder som är lämpligare, speciellt i Mörtsjöns fall.

Konventionell rening i liten skala

Att använda sig av sedimentering i dammar och bassänger har visat sig vara en effektiv och relativt billig åtgärd. Att rena tillflödande näringsrikt bäck- eller dagvatten på detta sätt minskar externbelastningen. Eventuell tillsats av fällningskemikalier ökar effekten ytterligare, men bör tillsättas med försiktighet.

I Mörtsjön finns redan en sedimenteringsbassäng för det största dagvattenflödet. Att utöka effekten genom belastningsproportionell tillsats av exempelvis aluminiumsulfat skulle troligtvis ge ett gott resultat.

Översilning

Att konstruera en översilningsyta över vilken sjövattnet får silas är en bra metod. Här uppnås både fosfor- och kväverening samt dessutom en god syresättning av vattnet. Konstruktionen är säker men förhållandevis dyr. Den kräver god planering och tillgång till markyta i sjöns närhet. Installation av pumpar och annan materiel kan också bli kostsam. Driften kan anses förhållandevis låg. Det kan efter en tid också bli nödvändigt med någon form av regenerering av översilningsytan, till exempel utbyte av sediment, men detta är inte något ofta förekommande, om det ens blir aktuellt överhuvudtaget.

Om driften av en översilningsyta kombineras med slåtter av vegetationen på densamma kan en betydligt större vinning göras. Näringsämnen tas på det sättet bort permanent, istället för att lakas ur den multnande växtmassan med återföring till sjön under den kalla årstiden, som följd. Slåtter av en översilningsyta torde vara billigare än slåtter av en strandkant, dock är det en ständigt återkommande men, för systemets funktion, ej nödvändig åtgärd.

Den befintliga översilningsytan vid Mörtsjön har visat sig fungera tillfredsställande. Om möjlighet finns, kan den med fördel byggas ut för att öka mängden fastlagd fosfor och volymen syresatt vatten. I kombination med slåtter skulle vinningen bli ännu större.

FÖRSLAG TILL FÖRBÄTTRINGAR

Anläggningen med översilningsyta och dammar fungerar tillfredsställande men inte optimalt. Det finns en del åtgärder som skulle kunna medföra en ännu bättre funktion. Dels rör det sig om rent fysiska åtgärder på översilningsytan som troligtvis kommer att optimera funktionen av den och öka fosforfastläggningen, och dels är det kombinationer och varianter av kända restaureringsmetoder som kan utgöra outnyttjade resurser i kampen om fosforfastläggning.

OPTIMERING AV ÖVERSILNINGEN

Då det pumpade flödet ökades till den, vid projekteringen, förutsatta, medförde detta att vattnet bröt sig igenom översilningsytan för att finna en snabbare väg i de bildade rännilarna. Detta innebär att inte hela ytan används och att vattnets uppehållstid i systemet blir kortare och alltså även reningsgraden lägre. En stor del av översilningsytan och den första sedimenteringsdammen påverkas inte nämnvärt av vattnet.

Minskat flöde

Under hösten var flödet 0,3 l/s vilket motsvarar ca 26 000 l/dygn. Endast två av tio utströmningspunkter var i drift, men de långa dikena utmed översilningsytan gjorde att flödet spreds så pass att uppskattningsvis hela 80 % av ytan utnyttjades. Med hänsyn till detta kan en hydraulisk belastning på ca 16 mm/dygn räknas fram. Under våren var flödet 2 l/s, ca 173 000 l/dygn, och samtliga utströmningspunkter, teoretiskt 100 % av översilningsytan, var i bruk. Detta ger en hydraulisk belastning på hela ca 86 mm/dygn.

Belastningen är alltså ungefär fem gånger högre vid det större flödet än vid det mindre. Någonstans däremellan går gränsen för när rännilar bildas och inte. Var är omöjligt att säga. Ett minskat flöde skulle komma runt problemet med rännilarna som uppenbart försämrar anläggningens funktion. Men ett minskat flöde skulle även innebära en lägre reningseffekt. Vid fem gånger högre belastning, verkar reningseffekten i anläggningen öka hela tjugofem gånger (Se Resultat och diskussion). Reningseffekten skulle dock kunna bli ännu något högre om hela översilningsytan utnyttjades, även om detta skulle kräva ett minskat flöde.

Reparationer och konstruktioner

Troligtvis går det att bygga sig runt problemet för att undvika att minska flödet. Genom att lägga igen rännilarna, med exempelvis grus, kommer anläggningens uppehållstid åtminstone temporärt att förlängas. Men om belastningen även fortsättningsvis är för hög kommer detta troligtvis att vara ett återkommande projekt.

En mer kostsam metod kunde vara att skapa terrasser som skulle tvinga vattnet att flöda ut över hela den övre nivån innan det kan rinna över till nästa. Detta kan göras genom att exempelvis bygga vertikala barriärer, som väggar nedtryckta i översilningsytans sediment, längs med översilningsytans höjdkurvor. Terrasserna bör inte vara högre än att vattnet precis sprids över ytan, det är inte meningen att vegetationen ska ställas under vatten.

Konstruktionen skulle förhindra uppkomsten av rännilar, och översilningsytans hela kapacitet skulle utnyttjas. Andra, enklare, metoder kan vara att med en maskin, ett fordon eller dylikt, skapa spår längs med höjdkurvorna, exempelvis i samband med slätter.

En bättre spridning av vattnet skulle medföra att vatten även strömmar till damm nummer ett som idag inte är fullt utnyttjad. Denna damm besitter troligtvis en stor kapacitet att fastlägga fosfor via sedimentation. Tre dammar ger högre fosforfastläggning än två, vilket i princip är fallet i dagsläget. Ett annat sätt att använda hela anläggningen kan vara att bygga vallar eller andra barriärer längs med flödet istället för längs med höjdkurvorna. Det optimala skulle vara att leda varje enskild utströmningspunkts vatten i en separat del av

översilningsytan; som en cirkelsektor i en halvcirkel. Hela översilningsytan skulle utnyttjas. Det finns eventuellt praktiska hinder mot att dela ytan i tio sektorer, men exempelvis tre kan vara rimligt.

Flödesväxling

Ett annat tänkbart sätt att komma runt problemet med rännilar, skulle kunna vara att använda sig av flödesväxling. Detta skulle innebära att exempelvis halva översilningsytan används en viss tid och sedan den andra halvan en viss tid. Hur effektiv denna metod är kan dock diskuteras. Det skulle troligtvis medföra en förhållandevis ökad reningsgrad av näringsämnen eftersom uppkomsten av rännilar förhindras, och anläggningen därför används på ett bättre sätt, men detta är under förutsättning att flödet minskar, och eftersom minskat flöde även innebär lägre reningseffekt kanske metoden inte tjänar sitt syfte. Att bibehålla flödet på dagens höga nivå, men med flödesväxling, kan skapa problem med erosion som skapar nya rännilar. Att flödesväxling skulle genomföras i praktiken kan i detta fall ses som en relativt tvivelaktig metod eftersom den är dyr och effekten oviss.

ÖKAT FOSFORUTTAG

Vegetationsetablering och slåtter

Om växtlighet som växer bra och tar upp mycket fosfor etableras på översilningsytan skulle, vid slåtter, en stor del näringsämnen permanent avlägsnas ur systemet. Etablering av kraftig vegetation skulle även kunna förbättra utjämningen av vattenflödet och motverka bildandet av rännilar. Om ingen slåtter utförs, sker en naturlig nedbrytning av vegetationen efter varje tillväxtsäsong. Vid nedbrytningen frigörs den organiskt bundna fosfor som då återigen kommer att belasta anläggningen, och eventuellt även Mörtsjön. Förhoppningsvis kommer denna fosfor att bindas upp i kalk och dammar innan den når sjön, men inte heller detta är önskvärt eftersom den då "blockerar" bindningsplatser i kalken och ökar mängden sedimenterat material i dammarna. Slåtter av växter som bladvass, rörflen eller dylikt skulle ta bort näringsämnena, och samtidigt skapa en tillgång i form av energiutvinning eller som gödningsmedel eller djurfoder i jordbruket. För att uppnå största möjliga näringsuttag bör slåtter ske två gånger per säsong.

Eftersom vegetationen på översilningsytan redan är relativt kraftig kan ett bra alternativ vara att slå den befintliga växtligheten. Möjligtvis innebär detta att näringsämnesuttaget inte blir lika stort som vid slåtter av växter med speciellt god näringsupptagningsförmåga, men istället finns andra fördelar. Förutom att spara själva kostnaden för etableringen skulle vinningen vara ett förmodat trevligare intryck eftersom ett tätt bladvassbestånd eventuellt skulle sänka rekreativvärdet på den välbesökta ängen. Dessutom undviks risken att en nyetablerad snabbväxande art skulle sprida sig ohämmat så att exempelvis utflödesdiken, åar och annat kan växa igen.

Slåtter är en mycket säker och inte speciellt kostsam metod som bör utnyttjas. Vid optimal vegetation kan ett fosforuttag på upp till 50 kg/ha vara rimligt. Detta ger att översilningsytan, på ca 0,2 ha, skulle kunna ge ett uttag på så mycket som 10 kg fosfor årligen. Fosfor som i dagsläget återförs till systemet.

ÅTGÄRDER FÖR EN RENARE SJÖ

Syftet med översilningsytan, med tillhörande dammar, var att höja vattenkvaliteten i Mörtsjön. Detta kan sägas ha lyckats till viss del. Eftersom översilningsytan fungerar, och eftersom sedimenteringsbassängen omkring dagvattenutsläppet förmodligen fångar upp en hel del partikelbunden fosfor, måste sjövattnets kvalitet i det avseendet bli bättre. Dock finns ytterligare rimliga åtgärder som kan vidtas för en förbättring av Mörtsjön.

Minskad externbelastning

Det viktigaste i alla sjörestaureringssammanhang är att minska externbelastningen. I Mörtsjön har sådana åtgärder redan vidtagits i och med sedimenteringsbassängen omkring det stora dagvattentillflödet. Det finns ännu inga resultat på hur väl anläggningen fungerar, men det är rimligt att tro att en relativt stor del, nästan hela den partikelbundna delen, av föroreningarna läggs fast i bassängen.

För att göra sedimentationen ännu effektivare skulle någon form av kemisk fällning i samband med dagvattentillströmning, kunna bli aktuell. Om en flödesanpassad portion av exempelvis aluminiumsulfat tillsattes direkt i dagvattenledningen skulle detta, på väg ned till bassängen, blandas om och fälla en del av vattnets fria fosfat. Fällningen skulle sedimentera i bassängen tillsammans med övriga partiklar. Vid muddring av sedimenteringsbassängen, som vid kemisk fällning måste utföras oftare, skulle en större mängd fosfor bortföras. Före tillsättning av aluminium bör Mörtsjöns pH utredas ordentligt. Nuvarande uppgifter, pH 7-8,5, tyder på att det föreligger en viss risk att pH är något lite för högt för att aluminiumbehandling ska vara tillrådligt.

För att optimera utnyttjandet av den befintliga översilningsytan, kanske ett smutsigare vatten bör pumpas dit istället för det bottenvattnet som idag pumpas. Det ger förmodligen ett bättre resultat om dagvattnet pumpas upp till översilningsytan istället för att detta rinner ut i sjön där sjövattnet sedan måste renas. Det är mer effektivt att rena vatten med höga halter av föroreningar än vatten med lägre halter.

Många är överens om att de första minuterna av ett dagvattenflöde är det som innehåller mest föroreningar, och att detta dagvatten därför borde renas. Detta är sant under förutsättning att dagvattnet genererats i ett markområde med endast en typ av markanvändning. Många gånger är dock hårt belastade markytor belägna en bit ifrån ledningens utlopp, och således når det smutsigaste dagvattnet inte recipienten förrän efter ett tag. Det bästa vore därför om allt dagvatten kunde översilas, och att sjövattnet pumpas vid tillfällena utan dagvattentillströmning.

Ett system med dubbla ledningar kunde vara en lösning, där vattnet i första hand tas ifrån dagvattenledningen, och i andra hand ifrån sjön. Detta är troligtvis en dyr lösning. En annan, billigare, men kanske inte lika effektiv, variant är att placera insugningsledningen i dagvattenbassängen istället för på sjöbotten. Dagvattnet skulle renas, och då inget dagvatten rann till, skulle istället sjövattnet rinna till och översilas. Huruvida detta system skulle medföra problematik i form av att ledningen begravs i sediment, har inte beaktats. En del sediment skulle kanske sugas med upp till översilningsytan, men detta är i sig ingen nackdel såvida detta inte sätter igen pumpar och annan materiel. Muddringsbehovet skulle öka i översilningsytans dammar, men minska i sedimenteringsbassängen.

En nackdel med varianten ovan kan vara att högre halter av tungmetaller läggs fast på översilningsytan och i dess vegetation. Detta kan då medföra att slagen vegetation inte skulle kunna användas i jordbrukssammanhang, och möjligtvis också att metallerna medför någon skada på omgivande skyddsvärda natur eller utgör fara för exempelvis lekande barn i området, men å andra sidan slipper föroreningarna då påverka sjön. Den slagna vegetationen kan fortfarande tas omhand inom energiutvinning eller rötning. En större nackdel med att förlägga insuget till sedimenteringsbassängen kan vara att det inflödande sjövattnet inte är

bottenvatten. Problemet skulle möjligtvis kunna lösas med att ”hålen” i flytväggarna, genom vilka sjö- och bassängvattnet kommunicerar, sätts igen, och att kommunikationen istället får ske genom en öppen rörledning förlagd mellan bassängen och sjöns djupaste punkt. Problemet borde vara lösbart.

Minskad internbelastning

Syresättning av sediment eller bottenvattnet är det som behövs för att hålla Mörtsjöns internbelastning nere under perioder av temperaturskiktning eller stagnation. Det finns många relativt dyra luftnings- och oxidationsaggregat, men en annan metod som visat sig fungera är att pumpa upp vattnet på land för naturlig syresättning. Ett alternativ kan vara ytterligare en översilningsyta som skulle ge större kapacitet både vad gäller syresättning och fosforfällning, men detta kan dock tänkas vara orealistiskt på grund av platsbrist.

Någon annan typ av luftningssystem skulle istället kunna byggas. Att pumpa upp vatten till en mindre anläggning med sinnrika system av vindlingar och vattenfall skulle inte rena vattnet nämnvärt från fosfor, men det skulle syresätta det, och det är huvudsakligen detta som krävs för minskad internbelastning. Att skapa en konstgjord bäck, eventuellt med någon damm, skulle dessutom höja rekreativvärdet i området ytterligare. Diket som för översilningsytans vatten tillbaka till sjön skulle kunna göras längre med ytterligare en eller flera dammar; detta är speciellt aktuellt om översilningsytan i framtiden byggs ut.

Platsbrist sätter ofta käppar i hjulet, men en luftningsanläggning skulle kunna göras förhållandevis liten men ändå ge gott resultat. En generell nackdel med naturlig luftning enligt ovan, är att bottenvattnet inte blir syresatt annat än på sikt. Det syresatta vattnet rinner tillbaka till sjön där det blandar sig med ytvattnet. Om bottenvattnet är syrefritt under en temperaturskiktning kommer detta knappast att kunna syresättas genom att syrerikt vatten tillförs ytvattnet, om detta inte sker i snabb takt. Det är snarare en process som syftar till att på sikt syresätta hela vattenmassan och därmed ge bättre syreförhållanden i bottenvattnet.

En, outhärdad och eventuellt oprövad, metod att syresätta bottenvattnet kan vara att sommardag spruta det ut över sjöytan; som en fontän i sjöns mitt. Detta torde öka syrgashalten i vattnet utan att blanda om temperaturskiktningen, och vattenutbytet skulle kunna ske mycket snabbt jämfört med ett bäcksystem på land. Möjligtvis kan den höga näringshalten i bottenvattnet skapa problem i det varmare, planktonrika ytvattnet.

Information

En viktig del av åtgärderna för en mindre externbelastning är att förhindra uppkomsten av förorenat dagvatten. Det är viktigt med ordentlig information till alla boende inom Mörtsjöns tillrinningsområde. Folket bör informeras om att allt som rinner ned i dagvattenbrunnarna så småningom kommer att hamna i sjön. Vidare är det lämpligt med en genomgång av vilka ämnen och produkter som försämrar sjön. Att många gödslar trädgården eller tvättar bilen på gatan, beror troligtvis på okunskap om konsekvenserna. Vetskapen om att det till stor del är deras eget förfarande som skapar algbloomningar i badsjön, kommer förmodligen att ge resultat. Folk måste kunna se sin egen delaktighet i miljövården. Stora framgångar kan göras med bra information, det är en billig investering jämfört med att anlägga reningsverk.

SKÖTSELPLAN FÖR ÖVERSILNINGSANLÄGGNINGEN

Som översilningsanläggningen ser ut idag kommer inte några speciellt omfattande åtaganden att krävas. Kalken som frästs ned verkar räcka ett bra tag till även om den utpumpade vattenvolymen nu är sju gånger så stor som föregående säsong. Åtgången av kalk har efter första säsongen varit ca 0,1 %, och även om den med den större volymen skulle vara uppemot 1 % årligen skulle en ”påfyllning” inte behöva ske förrän om ett par decennier.

De tre dammarna tillfördes mellan två och fem centimeter sediment under första säsongen, trots att vattenvolymen var liten. Det kan ha att göra med att ytan låg kal med erosion som följd, men det är skäligt att anta att följande säsonger kommer att ackumulera minst lika stor mängd material. Detta är material som behöver muddras med jämna mellanrum. Efter en tid kommer dammarna att fungera som vanliga sjöar med egen internbelastning vilken då tillför Mörtsjön näringsämnen, istället för tvärt om. Muddring av dammarna är ett relativt billigt, och nödvändigt, sätt att slippa framtida problem, och ett sätt att få bort näringsämnen ur systemet. Muddring kan bli aktuellt vart femte till vart tionde år beroende på framtida sedimentationshastighet.

En eventuell konstruktion för utjämning av vattenflödet på översilningsytan kommer inte att medföra några speciella skötselbehov. Möjligtvis kan en justering av systemet bli aktuell om växtlighet eller sedimentation skulle ha påverkat funktionen.

Vid beslut om slåtter på översilningsytan skulle detta innebära en mindre insats en eller helst två gånger årligen. Slåtter på en översilningsyta är inte speciellt dyrt, och genererar skörd från 0,2 ha torde inte medföra speciellt höga transportkostnader heller. Förslagsvis anlitas någon lokal natur- eller miljöförening som på traditionellt vis slår ängen mot ekonomiskt bidrag.

Den totala driftkostnaden för anläggningen torde bli ca 20 000 kr/år, innefattande service av pump mm, ca 10 000 kr/år, slåtter vid ett eller två tillfällen, ca 5 000-10 000 kr/år, och muddring av dammarna vart tionde år, ca 20 000 kr.

PROVTAGNING

För att noggrant kunna bestämma översilningsanläggningens totala reningsförmåga bör kontinuerlig vattenprovtagning ske. Om halten totalfosfor i inkommande och utgående vatten bestäms i vattenprover som tagits med jämna mellanrum under en hel driftsäsong, kan den totala mängden renad fosfor beräknas och fås i antal kilogram för hela anläggningen. Vattenproverna tas förslagsvis månadsvis eller, ännu hellre, oftare med samlingsprov för respektive månad. Det bör tilläggas att ytterligare provtagningar inte är nödvändiga, annat än från dokumentationssynpunkt. En viss vinning finns eftersom en ordentligt utredd funktion kan leda till enklare justeringar som kan ge en högre reningseffekt, men troligt är att ytterligare resultat ”bara” kommer att leda till ökad förståelse snarare än ökad fosforfastläggning.

Sammanfattning

SAMMANFATTANDE DISKUSSION

SYRESÄTTNING

Syftet med anläggningen var i första hand att det uppumpade bottenvattnet skulle syresättas. Detta mål kan anses uppnått. Syrgashalterna visade att ett svagt till måttligt syretillstånd övergick till syrerikt redan i mitten av översilningsytan. Beräkningar visar att sjöns bottenvatten cirkuleras och syresätts ungefär två gånger per driftsäsong. Det syresatta vattnet kommer, väl tillbaka i sjön, på sikt att bidra till en större fosforfastläggning i botten sedimenten som har en god fosforbindningsförmåga tack vare det höga järninnehållet.

FOSFORHALT

Det är uppenbart att fosfor binds i systemet. Vattenproverna visar på lägre halter av totalfosfor i utgående vatten än i inkommande, och sedimentproverna tyder på fosforfastläggning. Fosfatfosforhalten visade sig vara i stort sett jämn både inom och mellan provtagningsperioderna. Detta var inte väntat, men det har heller ingen direkt betydelse eftersom minskningen av totalfosfor visade sig vara större. Resultatet av totalfosforanalysen visade på omkring 50 % lägre halter i vattnet efter översilning och dammar, än före.

FOSFORFASTLÄGGNING

Fosforfastläggningen per säsong är svårt att uppskatta. Med ledning av vattenprovtagningen kan skillnaden i inkommande och utgående halt ge ett värde på mängden fosfor som "försvunnit" i anläggningen. Denna beräknas vara ca 10 g/månad under hösten 2002, och ca 250 g/månad under våren 2003, vilket enligt uppskattningar skulle medföra en framgen fastläggning på upp till 2 kg fosfor årligen. Detta kan anses vara en låg avskiljningseffekt.

Resultatet av sedimentprovtagningarna visade att fosfor till störst del binds organiskt. Det sker en stor produktion av både alger och högre växtlighet både i översilningsytan och i dammarna. Den näst största bindningsformen visade sig vara kalciumbunden fosfor. Detta var väntat eftersom kalk frästs ned i tre breda strängar i översilningsytan. Fosfor binds till störst del i strängarnas övre sedimentlager, och även mest i den första av de tre strängarna. Enligt beräkningar har endast ca 0,1 % av den nedfrästa kalken bundits upp under den första säsongen. Kalken kommer alltså, trots framtida större åtgång, att "räcka" mycket länge utan minskad effekt. Övriga fosforbindningsformer i anläggningen kan anses relativt obetydliga. En viss del binds till järn då det inkommande vattnet syresätts, en annan del binds till sedimentets naturliga aluminium.

Med ledning av sedimentprovtagningarna kan mängden sedimentbunden fosfor uppskattas. Här tas bara hänsyn till den fosfor som bundits till nedfräst kalk eftersom denna kan anses stabil. Resultatet av beräkningarna tyder på en fastläggning av ca 10 kg fosfor per säsong under förutsättning att hela kalksträngarna belastas. Detta är fortfarande en relativt låg effekt, men betydligt högre än den förra.

Fosforfastläggningen i dammarnas sediment beräknas till ca 10 kg per säsong. Detta är fosfor som också permanent avlägsnas ur vattnet. Fosfor binds även i dammarnas högre vegetation som också tas bort vid muddring.

Resultatskillnaden mellan de båda provtagningsätten, vattenprovtagning och sedimentprovtagning, är stor. Om bara 2 kg fosfor renats ur vattnet, kan omöjligt 10 kg ha

fastlagts i den nedfrästa kalken, 10 kg i dammarnas sediment och ytterligare några kilogram i vegetationen på översilningsyta och i dammar. Förklaringen kan ligga i att några sommarhalter aldrig uppmätts i vattnet. På sommaren binds en stor del fosfor organiskt i vegetationen. När denna förmultnar under hösten och våren, då vattenproverna togs, torde fosforhalterna i utgående vatten vara relativt höga vilket då skulle kunna dölja den pågående fastläggningen i kalken. Skulle vattnets sommarhalter mätas, skulle dessa förmodligen visa en större skillnad i fosforhalt mellan inkommande och utgående vatten.

Den verkliga mängden fastlagd fosfor är troligtvis, enligt sedimentprovtagningen, ca 20 kg per säsong; kanske något under 20 kg, eftersom inte hela anläggningen används optimalt. Vid införande av slätter på översilningsytan kan borttagen mängd fosfor bli upp till ytterligare 10 kg per säsong. Framtida totala fosforfastläggning torde, medräknat slätter och utnyttjande av hela översilningsytans kapacitet, bli uppskattningsvis ca 30 kg per säsong.

I en utredning föregående anläggandet av översilningsyta och sedimenteringsbassäng, uppskattades det att den totala årliga fosforbelastningen måste minskas så att den tillförda mängden fosfor blir ca 36 kg mindre. Detta för att Mörtsjöns nuvarande karaktär ska bibehållas. Hur mycket belastningen minskar i den sjöförlagda sedimenteringsbassängen är ovisst, men troligtvis kan målet/behovet, 36 kg fosforlättnad, vara uppnått inräknat fosforfastläggningen i översilningsyta med dammar.

FUNKTION OCH FÖRBÄTTRINGAR

Vad som blev tydligt i och med sedimentprovtagningen var dammarnas bristande funktion. Dammarna, som fastlägger en stor del fosfor, fungerar inte optimalt. Det är tydligt att mittendammen tar emot en större del suspenderat och löst material än de övriga två, eftersom det översilade vattnet via rännilar funnit sin väg dit. Den första dammen är i princip opåverkad av översilningsytans vatten, medan den tredje dammen fungerar som en ytterligare sedimentfälla efter mittendammen.

Åtgärder för att komma tillrätta med problemet, kan vara antingen ett minskat flöde eller att bygga sig runt problemet för att inte minska reningseffekten; detta kan göras exempelvis genom jordbarriärer för spridning av vattnet och därmed utnyttjande av hela översilningsytans kapacitet.

SLUTSATSER

Översilningsanläggningen vid Mörtsjön fungerar. Den syresätter vattnet och fastlägger fosfor. Beräkningar visar att sjöns bottenvatten cirkuleras och syresätts ungefär två gånger per driftsäsong, samtidigt som fosforhalten i det översilade vattnet blir omkring 50 % lägre. Uppskattningar och beräkningar tyder på att översilningsytans kalk, i dagsläget, fastlägger upp till 10 kg fosfor per år, och att även dammarnas sediment binder ca 10 kg fosfor årligen. Införande av slätter, och justeringar av flödets spridning, kan ytterligare öka fosforuttaget med ca 10 kg per år. Detta, tillsammans med den sjöförlagda sedimenteringsbassängens troliga funktion, gör att det uppskattade behovet av 36 kg årlig fosforlättnad, kan antas vara tillfredsställt.

Anläggningen kräver inte speciellt mycket tillsyn och skötsel. Det är fråga om en naturlig metod som inte riskerar att åsamka sjön eller den omgivande miljön någon skada. Kostnaden i anläggningsskedet var relativt hög, men om anläggningen består i många år, och dessutom optimeras, kommer den troligtvis att betala sig. Det finns inga egentliga risker med funktionen, och ingenting som tyder på att problem skulle uppstå. Med sin höga driftsäkerhet och sina låga driftkostnader kommer översilningsytan därför att visa sig vara en god investering för Mörtsjöns framtid.

TACK

Examensarbetet har till stor del bekostats av Tekniska kontorets kart- och projekteringsenhet (KPE) i Täby kommun.

Ett stort tack riktas till Staffan Carlsson och Kjell Röstlund samt många andra på Tekniska kontoret i Täby kommun, som förutom ett vänligt bemötande också givit ett stort stöd och varit till stor hjälp med allehanda ting.

Ett speciellt tack riktas till Daniel Stråe och andra på WRS Uppsala AB som kontinuerligt, under arbetets alla skeden, kommit med ovärderliga synpunkter och goda idéer.

Tack även Ulf Lindqvist på Naturvatten i Roslagen AB och Emil Rydin på Evolutionsbiologiskt centrum (EBC) vid Uppsala universitet, som båda hjälpt till med tolkningen av resultat samt givit uppgifter för matematiska beräkningar mm. Tack även handledare Lars Erik Bågander som bland annat varit till stor hjälp vid laborationerna.

Slutligen vill jag passa på att tacka alla de personer i min närhet som hjälpt mig och som varit till stort stöd under arbetets gång.

LITTERATUR- OCH REFERENSFÖRTECKNING

PUBLICERAT MATERIAL

Aigars, J., 2001, Seasonal variations in phosphorus species in the surface sediments of the Gulf of Riga, Baltic Sea (Abstract), *Chemosphere* 2001 Nov; 45(6-7): 827-34, Latvian University

Blomqvist, S., 1982, *Ekologiska bedömningsgrunder för muddring och muddertippning – utvärdering*, Naturvårdsverket pm 1613, Berlings förlag

Caraco, N. F., J. J. Cole & G. E. Likens, 1993, Sulfate control of phosphorus availability in lakes – A test and re-evaluation of Hasler and Einsele's Model, *Hydrobiologia* 253: 275-280, Kluwer Academic Publishers

Gibson, C. E., G. Wang, R. H. Foy & S. D. Lennox, 2001, The importance of catchment and lake processes in the phosphorus budget of a large lake, *Chemosphere* 42, 215-220, Elsevier Science Ltd.

Golterman, H. L., I. M. De Graaf & C. J. De Groot, 1993, Phosphate compounds in sediments – 1. Inorganic and biological aspects (Abstract), *Hydrobiologia* 253: 99-102, Kluwer Academic Publishers

Hertzman T. & T. Larsson, 1997, *Hornborgasjön -från vasshav till fågelrike*, Naturvårdsverket rapport 4694, Vårgårda tryckeri AB.

Kairesalo, T. & T. Matilainen, 1994, Phosphorus fluctuation in water and deposition into sediment within an emergent macrophyte stand, *Hydrobiologia* 275/276: 285-292, Kluwer Academic Publishers

Kaiserli, A., D. Voutsas, C. Samara, 2002, Phosphorus fractionation in lake sediments – lakes Volvi and Koronia, N. Greece (Abstract), *Chemosphere* 2002 Mar; 46(8): 1147-55, Aristotle University, Greece

Kleeberg, A. & H-P. Kozerski, 1997, Phosphorus release in Lake Großer Müggelsee and its implications for lake restoration, *Hydrobiologia* 342/343: 9-26, Kluwer Academic Publishers

Kristensen, P., M. Söndergaard, E. Jeppesen, & H. S. Jensen, 1993, Relationship between iron loading and phosphorus retention in shallow Danish lakes (Abstract), *Hydrobiologia* 253: 99-102, Kluwer Academic Publishers

KTH –Industriellt miljöskydd, 1998, *Miljöskyddsteknik –Kompendium i miljöskydd del 2*, Norstedts tryckeri AB

Manahan, S. E., 2000, *Environmental Chemistry*, 7 th edition, Lewis Publishers

Moutin, T., B. Picot, M. C. Ximenes & J. Bontoux, 1993, Seasonal variations of P compounds and their concentrations in two coastal lagoons (Abstract), *Hydrobiologia* 253: 99-102, Kluwer Academic Publishers

Naturvårdsverket, 1985, Allmänna råd 85:4 –Muddring och muddermassor, Norstedts tryckeri AB

Naturvårdsverket, 1999, Rapport 4913 –Näringsämnen / eutrofiering, Almqvist & Wiksell, Uppsala

Nordström, A., 2003, Avloppshantering för en hållbar miljö

Olli, Gull, 1996, Fastläggning av fosfor i några diken på Färingsö, *Quaternaria Ser. B: Rapporter och meddelanden*, Nr. 4, Kvartärgeologiska institutionen, Stockholms universitet, Akademityck AB

Perkins, R. G. & G. J. C. Underwood, 2001, The potential for phosphorus release across the sediment-water interface in an eutrophic reservoir dosed with ferric sulphate, *Wat. Res.* Vol. 35, No. 6, 1399-1406, Elsevier Science Ltd.

Pettersson, K., 1998, Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes, *Hydrobiologia* 373/374: 21-25, Kluwer Academic Publishers

Pettersson, K., 2001, Phosphorus characteristics of settling and suspended particles in Lake Erken (Abstract), *Sci Total Environ* 2001 Feb 5; 266(1-3): 79-86, Uppsala University

Pettersson, K. & M. Wallsten, 1990, Sjörestaurering i Sverige –Metoder och resultat, Naturvårdsverket rapport 3817

Petticrew, E. L. & J. M. Arocena, 2001, Evaluation of iron-phosphate as a source of internal lake phosphorus loadings (Abstract), *Sci Total Environ* 2001 Feb 5; 266(1-3): 87-93, University of Northern British Columbia

Ramm, K. & V. Scheps, 1997, Phosphorus balance of a polytrophic shallow lake with the consideration of phosphorus release, *Hydrobiologia* 342/343: 43-53, Kluwer Academic Publishers

Schwedt, G., 2001, *The Essential Guide to Environmental Chemistry*, John Wiley & sons Ltd.

Svensk standard, 1974, SIS 02 81 26, Miljöundersökningar –Bestämning av ortofosfathalt hos vatten

Svensk standard, 1984, SS 02 81 27, Vattenundersökningar –Bestämning av totalfosfor i vatten –Uppslutning med peroxodisulfat

Söndergaard, M., P. Kristensen & E. Jeppesen, 1993, Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard, Denmark., *Hydrobiologia* 253: 345-356, Kluwer Academic Publishers

Tonderski, K., S. Weisner, J. Landin & H. Oscarsson, 2002, Våtmarksboken –Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker, Vastra-rapport 3

Turner, G., D. Crawford, R. J. Watts & J. H. Zirschky, 1994, Phosphorus removal from secondary-treated wastewater using overland flow., Water, Air and Soil pollution 73:157-167, Kluwer Academic Publishers

Weiner, E. R., 2000, Applications of Environmental Chemistry –A Practical Guide for Environmental Professionals, Lewis Publishers

Wittgren, H. B., 1994, Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten – Kunskapssyntes och utredning om forskningsbehov, Naturvårdsverket –Rapport 4365

OPUBLICERAT MATERIAL

Bergquist, B., 1986, Trehörningen 1975-1983 –Sammanställning och utvärdering av vatten- och sedimentundersökningar i sjön Trehörningen, Huddinge kommun, efter restaureringen (1975-1976), Uppsala universitet, Limnologiska institutionen

Carlsson, S-Å., 1999, Restaurering av en sjö genom fällning av bottenvatten och sediment, Vattenresurs AB

Fejes, J., L. Vought & W. Hogland, 1998, Förstudie av möjligheter till omhändertagande av dagvatten i tre områden i Täby kommun, IVL-Rapport

Fejes, J. & C. Williams, 1994, Mörtsjön –Sjö under påverkan, IVL-Rapport

Gunnarsson, S., 1997, Upplagring av fosfor i sedimenten i en våtmark som belastas med förbehandlat avloppsvatten, SLU –Institutionen för markvetenskap, avdelningen för vattenvårdslära –Seminarier och examensarbeten

Gustafsson, A. & U. Lindqvist, 2002, Sjöarna i Täby kommun 2002, Naturvatten i Roslagen AB

Huddinge kommun, 1975, Trehörningen –Sjön som får nytt liv, Broschyr

Hässleholms kommun, 1997, Restaureringen av Finjasjön, Rapport

Jansson, M. & A. Broberg, 1994, Abiotiska faktorerers karaktäristika, funktion och omsättning i sötvatten, Uppsala universitet, Limnologiska institutionen

Lindgren, C. & J. Fejes, 2002, Dagvattenreningsverket vid Rönningesjön, Täby kommun. Undersökningsresultat 2001, IVL-rapport

Länsstyrelsen i Stockholms län, 1980, Beslut –Bildande av naturminnet Dagsländan i Täby kommun, 11.122-927-79 0160

Länsstyrelsen i Stockholms län, 2000, Samrådsyttrande –Vattenreningsföretag; Mörtsjön i Täby kommun, 18614-2000-23761 0160

Rydin, E. & Lindqvist, U., 1999, Sedimentundersökningar i Mörtsjön, Rönningesjön och tre dagvattendammar i Täby kommun., Erken-laboratoriet, Norrtälje

Tyreså-projektet, 1996, Tyresån –Mål och åtgärder, Premotryck AB

Täby kommun, 1991, Täby miljövårdsplan

Täby kommun, 1992, Täby kommun renar Rönningesjön –En satsning på vattenvård och friluftsliv

Täby kommun, 1995, Idékatalog för Lokal Agenda 21 i Täby September 1995

Täby kommun (S. Carlsson), 2000, Mörtsjön –Beskrivning av planerade anläggningar, Tekniska kontoret

Täby kommun, 2000, Mörtsjön –Utförandeentreprenad, beskrivning avseende markarbeten – VA, Tekniska kontoret

Täby kommun (S. Carlsson), 2000, Ritningar: Plan 5350-15-1 VA, Plan 5350-15-2 VA, Detaljskiss 5350-15-3 VA, Tekniska kontoret

Täby kommun (A. Jacobs & S. Carlsson), 2003, Belastningsberäkningar av dagvattenutsläppen i Täby kommun, version 2003-10, Tekniska kontoret

MUNTLIGA REFERENSER

Carlsson, S-Å, 2003-05-06, Vattenresurs AB

Stockholm vatten, 2003-05-06

Täby kommun, 1999-05-19, Rönningesjödiskussion –Anteckningar från stormötet angående ”vattenvård för Rönningesjön”

Täby kommun, kontinuerligt under vårterminen 2003

Upplandsbro kommun, 2003-03-19

Värnamo kommun, 2003-03-27

WEBBPLATSER

Frigeo, 2003-04-03, www.frigeo.org

Projektet Turingen –Geltäckning, 2003-03-17, <http://www.turingen.com/amall.asp?artikel=8>

Larm, T., 2002, Schablonhalter –StormTac, version 2002-10, <http://hem.passagen.se/larm007/>

BILAGOR

BILAGA 1. ANDRA VANLIGA RESTAURERINGSMETODER

Det finns en hel rad av restaureringsmetoder som tillhör den första kategorien av metoder (se texten Reparativa åtgärder –Restaureringsmetoder, för beskrivning av metodkategorier och övriga metoder). Metoderna har ofta huvudsyftet att skapa förutsättningar för aktiviteter i eller runt sjön, exempelvis göra den attraktiv för bad, fiske eller som rastplats för fåglar. Metoderna går i princip ut på att öka siktdjupet eller att begränsa vegetationen i eller runt sjön.

Eftersom metoder av det här slaget inte direkt syftar till att fastlägga eller avlägsna fosfor, och inte heller till att konkret förbättra vattenkvaliteten, hör de egentligen inte hemma i denna studie. Dock bedöms de, som restaureringsmetoder, ändå såpass intressanta att en översiktlig genomgång här redovisas.

VEGETATIONSBEGRÄNSNINGSMETODER

Metoderna skiljer sig från övriga varianter av vegetationsborttagning och muddring på så vis att syftet oftast är att öka vattendjupet eller att förhindra igenväxning snarare än att avlägsna näringsämnen. Vissa varianter är dock snarlika varför en distinkt uppdelning är svår att göra.

Grunda, mjukbottnade sjöar med hög näringsbelastning kan ofta få problem med vegetationsutbredning och därigenom uppgrundning. Dels sker en snabbare sedimentation i och med att mängden organiskt material i sjön blir större, och dels fångas partiklar effektivt upp i vassbälten i strandkanten som därigenom successivt blir mer och mer landlik.

Beskärning av vegetation är oftast en mycket bra, för att inte säga nödvändig, åtgärd.

Vegetationsbegränsning behöver dock inte alltid vara positiv. Det finns platser där det är bra om det finns växtlighet just eftersom det fångar upp partiklar från land. Den ökade sedimentationsgraden är i dessa fall önskvärd. Vattenvegetation, i måttlig mängd, gynnar dessutom rovfisken vilket är bra eftersom denna håller undan vitfisk med ökat siktdjup som följd. Hela sjöns ekosystem främjas.

Att regelbundet utföra *slåtter* av vegetation i strandkanten är bra om igenväxning ska förhindras. Det är ett vanligt och relativt billigt sätt att göra något handgripligt för att förbättra förhållandena i en sjö. Att helt enkelt ta bort växtligheten kan ju antas missgynna den kraftigt; en behandling som förmodligen ingen växt klarar under längre tid. Det har visat sig att många vanliga arter av strandvegetation inte klarar mer än några upprepade beskärningar, medan undervattensvegetation ofta är svårare att få bukt med. Att beskära undervattensväxter kan istället få effekten att dessa sprids ytterligare eftersom växtdelar kan transporteras iväg och slå rot på nya ställen. (Pettersson & Wallsten, 1990)

För att få kontroll över undervattensvegetationen, exempelvis näckros, är det viktigt att få bort rötterna ordentligt, vilket lättast görs genom muddring. Förr var det vanligt att kreatur betade strandängarna, som på så vis hölls öppna. Idag tillåts även högre vegetation, såsom buskar, att få fäste. *Vegetationsmuddring* medför ett betydligt större ingrepp än slåtter. Det är dyrare, men har också en långvarigare effekt. Genom att gräva upp rotdelarna hos vegetationen förstörs förutsättningarna för tillväxt, även för undervattensvegetationen. Vegetationsmuddring har givit goda resultat. Målet med muddringen, som ofta är att skapa en större vattenspegel, uppnås i hög grad.

Eftersom vass och annan vegetation växer i grunt vatten, är det ur restaureringssynpunkt önskvärt att skapa ett större vattendjup så att vassen inte trivs; på så vis hämmas igenväxningen. En *vattenståndshöjning* kan naturligtvis medföra att annan växtlighet som

trivs i djupare vatten, börjar frodas, men detta är vanligtvis inte ett lika stort problem som det som föranledde ingreppet. Vattenståndshöjningar har ofta visat sig vara effektiva och ger långvarig effekt, dock kan resultatet ibland vara mindre bra om exempelvis vassbälten flyter upp och bildar gungflymattor. (Pettersson & Wallsten, 1990)

Vattenståndssänkning är en metod som mest använts utomlands. Då sjöbotten torrläggs utsätts vattenvegetationen inte bara för torka utan även för temperaturer den inte är van vid, kyla och värme, och som därför förstör den. Dock måste försiktighet vidtas eftersom torrläggning även kan medföra ökad spridning och grodd av frön. Att sänka vattenståndet är också ett sätt att reducera fiskbeståndet eller att underlätta vid eventuella muddringsarbeten. (Pettersson & Wallsten, 1990)

Det finns även en del omdiskuterade vegetationsbegränsningsmetoder. *Karpinplantering* innebär att vegetationsätande karpfisk, till exempel gräskarp, frisätts i sjön och förutsätts där beta av undervattensvegetationen. Det finns exempel på både bra och sämre resultat. (Pettersson & Wallsten, 1990) Fisken äter inte all sorts vegetation och ett för litet antal fiskar ger inget märkbart resultat. Om en vegetationsundersökning och en noggrann beräkning av lämplig mängd fisk utförs, kan ett positivt resultat uppnås. Det är viktigt att nämna att sjöns naturliga ekosystem kan rubbas i och med inplantering av främmande arter, och att försiktighet därför måste vidtas. De inplanterade arterna kan slå ut andra, mindre konkurrenskraftiga arter genom att äta från deras födonisk. Ett annat hot kan vara fisksjukdomar som kanske inte är skadliga för bäraren men väl för de inhemska arterna.

Att använda *växtbekämpningsmedel*, herbicider, för att begränsa och få bort oönskad vegetation är också en metod som bör undvikas. Det är svårt att förutse vilka långtgående effekter detta kan medföra.

Ett exempel där flera typer av vegetationsbegränsningsmetoder har använts är **Hornborgasjön** på gränsen mellan Falköpings och Skara kommun. Där har en, även i internationella sammanhang, stor restaurering genomförts. Ungefär hälften av vassen avverkades, vilket motsvarar en area av ca 1 000 ha. 800 hektar skog och buskmark avverkades. Ungefär 11 kilometer kanaler och vallar lades igen och schaktades ut.

Den största skillnaden har förmodligen vattenståndshöjningen inneburit. Djupet ligger numera på omkring 0,8-1,2 meter vilket innebär en volymsökning med ungefär sju gånger. Det höjda vattenståndet i kombination med igenläggandet av kanalerna, och bortschaktandet av vallarna har medfört en ökad vattencirkulation. Ett mera utjämnat utflöde har också blivit resultatet.

Effekterna har på det hela taget varit mycket positiva. Numera är floran åter rik, även med förekomst av hotade växtarter. Det största målet med restaureringen var att gynna fågellivet, vilket verkligen har lyckats. Sjön upplever numera ett mycket större art- och individantal än under åren då den var en relativt ensidig miljö som endast gynnade ett fåtal arter. Även undervattensvegetationen som är mycket viktig för sjöfågelfaunan, har fått nytt livsutrymme. Tidigare när sjön var igenvuxen av vass var det inte mycket plats kvar, på vilken undervattensvegetationen kunde växa. De numera öppna vattnen gör att ljuset räcker till. Sjöbottenyta täckt med undervattensvegetation har totalt ökat från ca 300 ha före restaureringen, till ca 760 ha efter den slutliga vattenståndshöjningen. Att vattennivån höjdes stegvis under ett antal år har gjort att vegetationen successivt kunnat etablera sig och få fäste; om nivån skulle ha höjts vid ett enda tillfälle skulle förändringen förmodligen ha blivit för direkt, och arterna skulle då inte fått tid att utvecklas under de nya förhållandena. (Hertzman & Larsson, 1997)

REDUKTIONSFISKE

Att få bort mängden växtplankton är önskvärt för att öka siktdjupet och få en sundare sjö. Djurplankton äter växtplankton, och därför är det gynnsamt att ha en stor mängd därav. Genom att reducera beståndet djurplanktonätande fisk, så kallad vitfisk, kommer mängden djurplankton att öka vilket alltså kommer att öka betningstrycket på växtplankton som då minskar i antal.

Det är främst mört som kan utgöra ett problem, men även braxen. Att just mört kan påverka en sjö speciellt mycket, beror på att de bland annat äter organiskt bunden fosfor som ligger fast i sedimenten. Fosfor som för tillfället var otillgängligt som näringsämne släpps ut i tillgänglig form via mörtens ekskrementer. Eftersom mörten rör sig över stora delar av sjön leder detta till en kraftig spridning av fosfor både vertikalt och horisontellt i vattenmassan. (Muntligt, Hamrin, Rönningesjödiskussion, 1999) Braxen är en bottengrävande fisk, så genom att minska braxenbeståndet minskar även bottenomrörningen, bioturbationen, och därmed alltså näringsläckaget.

Borttagandet av fisk sker antingen genom bekämpning med rotenon eller genom reduktionsfiske. Bekämpningsmedel bör av ekologiska skäl inte användas. Med minskad mängd växtplankton kommer även siktdjupet att öka vilket i sin tur ger en sundare sjö med undervattensvegetation och bättre levnadsförhållanden för speciellt rovfisk som decimerar mängden vitfisk ytterligare.

Reduktionsfiske är även en metod som minskar mängden näring i sjön eftersom avlägsnandet av fisk också är detsamma som avlägsnandet av organiskt material, och därmed fosfor. Huvudsyftet med metoden är dock att skapa större siktdjup och minska omblandningen av bottensedimentet.

Borttagande av vitfisk har haft varierande resultat. Många gånger visar det sig att, den till en början ofta positiva, effekten endast är kortvarig. Det kan vara svårt att nå resultat genom att förändra ett ekosystem, många gånger låter det sig inte förändras. Biomanipulering ska snarare ses som ett komplement till andra restaureringsmetoder, än som en egen metod. Att reduktionsfiska utan att först minska näringsbelastningen till sjön är förmodligen en helt bortkastad åtgärd.

Finjasjön i Hässleholms kommun är ett exempel på ett lyckad reduktionsfiske. Sjön var kraftigt övergödd och belastades av en omfattande näringstillförsel. När situationen blev ohållbar sattes åtgärder in för att minska externbelastningen. Reningen av avloppsvatten och annat, blev successivt bättre under några decennier fram till slutet av 1970-talet. I slutet av 80-talet beslöts att muddra sjön för att få bort det mest näringsrika sedimentet. Men muddringen tog lång tid, och då heller inga förbättringar syntes avbröts den efter tre år; då hade ca 20 % av botten muddrats. Istället beslöts att prova reduktionsfiske med utfiskning av vitfisk. Innan fisket påbörjades minskades externbelastningen med ytterligare 50 % genom diverse åtgärder för spill- och dagvatten. Fisket påbörjades 1992 och skulle utföras så snabbt som möjligt för att inte fisken skulle hinna reproducera sig. Knappt två år senare hade ca 430 ton fiskats ut, alltså motsvarande 80 % av vitfisken; mört och braxen. All rovfisk som togs ur sjön sattes tillbaka.

Resultatet av fisket är enbart positivt. Internbelastningen av fosfor övergick till att bli fosforfastläggning. Siktdjupet ökade från ett par decimeter till ett par meter med förbättrade förhållanden för undervattensvegetation och rovfisk. (Hässleholms kommun, 1997)

EFFEKTIVITET OCH EKONOMI

Att använda sig av *vegetationsbegränsning* eller *reduktionsfiske* är bra metoder på så vis att det just inte finns några risker med dem. Det kan hända att spridningen av vegetationen påskyndas om tillvägagångssättet är ogenomtänkt, men i övrigt är den enda risken att effekten inte blir tillräckligt bra. Båda metoderna är sätt att i viss mån avlägsna näringsämnen men huvudsakligen att bli av med ett problem i form av antingen igenväxning eller vattenkvalitetsförsämrade vitfisk. Nackdelar i form av störningar i ekosystemet kan förhindras genom kunskap och planering; detta under förutsättning att inga bekämpningsmedel används eftersom det kan ge oanade konsekvenser.

Kostnaden för vegetationsbegränsning eller reduktionsfiske är, beroende på omfattningen, relativt låg jämfört med mer omfattande metoder, men det är metoder som ofta måste utföras upprepade gånger för att ge effekt. Det är tal om fysiska ingrepp som involverar manskraft och utrustning vilket naturligtvis alltid innebär en kostnad, men det är åtgärder som inte kräver några dyra konstruktioner; bara planeringen är god och arbetet utförs inom tidplanen bör ingenting gå fel. Det finns inga löpande utgifter som exempelvis elektricitet eller service. Nästa utgift i sammanhanget kommer först om, eller när, åtgärden måste upprepas.

BILAGA 2. FALLSTUDIER – RESTAURERINGSMETODER

För beskrivning av metoderna, se texten Reparativa åtgärder – Restaureringsmetoder.

KEMISK FÄLLNING

I **Lejondalssjön** i Upplandsbro kommun har fosfatfällning med aluminiumklorid genomförts. (Muntligt, Upplandsbro kommun, 2003) Sjön har stort rekreativvärde och värde som dricksvattentäkt. Efter att sjön utsatts för kraftiga algbloomingar och syrebrist beslutades om restaurering. En försiktig spridning av aluminiumkloriden i sjöns bottenvatten utfördes för att inte påverka ytvatten och strandzon i onödan. Tillsatsen skedde endast till de djupa botten där syrebrist ibland uppstår. Genom försiktigheten och användandet av klorid istället för sulfat, förändrades pH endast mycket lite.

Resultatet av restaureringen var mycket positivt. Internbelastningen sjönk kraftigt. Fosforhalterna minskade, siktdjupet ökade och syrefria botten uppstod endast under kortare perioder och på större vattendjup. Syreförhållandena förväntas bli ännu bättre med tiden eftersom det än så länge är mycket organiskt material som bryts ned. Botten har, tack vare bättre syreförhållanden och mer ljus, återkoloniserats av både växter och djur. Det ökade siktdjupet gynnar dessutom rovfiskbeståndet vilket, genom ett minskat vitfiskbestånd, ökar siktdjupet ytterligare. (Carlsson, S-Å, 1999)

I sjön **Flaten** i Stockholms stad har lyckade fosforfällningar med polyaluminiumklorid (PAX) utförts under sensommaren år 2000. Det flytande aluminiumsaltet tillsattes nära sjöbottnen och strax ovanför denna. Arbetet utfördes med slang från båt, till alla botten på sex meters djup eller mer; sjön är tretton meter djup på sina ställen. För att undvika att pH skulle bli för lågt utfördes tillsatserna i två omgångar.

Inga egentliga provtagningar och analyser har ännu utförts, men resultatet är enligt uppgift tillfredsställande eftersom fosforhalterna blivit lägre nu än vad de tidigare varit. Ett par år före restaureringen råkade sjön ut för algblooming, men nu är vattnet klart och fint. Nu har istället undervattensvegetationen kraftigt tillvuxit, vilket skapar problem vid badplatserna runt sjön. Om detta beror på det klarare vattnet eller om det är en naturlig cyklicitet i tillväxten är inte klarlagt. (Muntligt, Stockholm vatten, 2003)

I sjön **Turingen** i Nykvarns kommun har en ny metod provats. Tekniken går ut på att botten täcks med en geléartad aluminiumfällning, en så kallad *geltäckning*. I Turingens fall utfördes en mindre omfattande muddring och därefter täckning med geotextil och några decimeters krossmaterial, men detta förfarande skedde främst för att få bort kvicksilverförorenat sediment. Fällningskemikalien aluminiumklorid läggs, tillsammans med natriumhydroxid, med hög precision ut nära botten. Inom några minuter bildas fasta partikelflockar av aluminiumhydroxid som lägger sig i ett drygt fyra centimeter tjockt skikt på botten. Det nya ytskiktet förhindrar effektivt läckage av ämnen ur sedimentet. Snart bildas ett nytt naturligt sediment ovanpå geléskiktet, och detta kommer utan större problem att återkolonieras av både växter och djur. (Projektet turingen, 2003)

I Turingens fall utfördes behandlingen för att förhindra kvicksilverläckage, något som också lyckades bra, men metoden bör även fungera med avseende på läckage av fosfor. Att lägga ett ”lock” på botten skulle även minska internbelastningen. Detta är dock inte en metod som används mot fosforläckage eftersom det är fullt tillräckligt med vanlig kemisk fällning, och eftersom geltäckning är en förhållandevis mycket dyr metod när det gäller fastläggning av fosfor. (Muntligt, S-Å. Carlsson, 2003; Rönningesjödiskussion, 1999)

LUFTNING OCH OXIDERING

I **Lillesjön**, i Värnamo kommun, genomfördes en restaurering av riplox-typ år 1975, med relativt lyckat resultat. Sjön är liten och grund, och var kraftigt övergödd, med syrefrihet, svavelvätebildning och fiskdöd som följd. Under tre veckor behandlades botten med kemikalierna och dessutom togs stora mängder vegetation bort, vilket även gjordes ett par gånger till under efterföljande år. (Pettersson & Wallsten, 1990)

Effekterna av restaureringen var att halten av näringsämnen minskade, och så även syreförbrukningen. Hur långvarig restaureringens positiva effekt var är oklart, men enligt Värnamo kommun fungerar sjön tillfredsställande än idag. Prover har inte tagits regelbundet, men inga ytterligare restaureringsåtgärder bedöms i dagsläget vara nödvändiga. Lite då och då slås vass, men i övrigt har inga andra ingrepp gjorts. Sjön medger gott fiske. (Muntligt, Värnamo kommun, 2003)

Ett misslyckat resultat av samma metod rapporteras från sjön **Trekanten** i Stockholms stad. Sjön är ungefär tre gånger så stor och dubbelt så djup som Lillesjön. Även här var övergödningen omfattande. I två omgångar år 1980 behandlades sjöns djupaste botten, dock utan tillsats av järnklorid. I samband med sedimentbehandlingen genomfördes även en mindre muddring i ena delen av sjön.

Resultatet av den genomförda behandlingen var inte alls bra. Visserligen sjönk fosforhalten något som en direkt effekt av nitratbehandlingen, men snart var de åter tillbaka på den tidigare nivån. Syretäringen var oförklarligt högre efter behandlingen än före. Att resultatet blev så negativt kan bero på den uteblivna järnkloridbehandlingen, men enligt rapporter från utlandet kan rätt dosering av kalciumnitrat vara tillräckligt för en lyckad restaurering. (Pettersson & Wallsten, 1990)

Efter den misslyckade riplox-behandlingen har andra åtgärder vidtagits. Sedan 1982 har dricksvatten tillförts sjön med en årlig volym av mellan 50 och 120 % av sjövolymen. År 1983 påbörjades bortpumpningen av bottenvatten till ungefär samma volym som tillsatt dricksvatten. Både tillförsel och bortpumpning pågår än idag. Under 80-talet har även rotenonbehandling, för att bli av med vittfäskan, genomförts, liksom utsättning av rovfisk. En luftningsanläggning installerades 1991. Förhållandena i sjön har sedan vattenpumpningarna på 80-talet sattes igång, blivit bättre. (Muntligt, Stockholm vatten, 2003)

MUDDRING

I den grunda och 65 ha stora sjön **Trehörningen** i Huddinge kommun, påbörjades ett omfattande muddringsarbete år 1975. Sjön var då kraftigt övergödd och igenvuxen, men den största källan till externbelastning, spillvatten från Huddinge samhälle, hade upphört tack vare omledning till reningsverk. En vik snördes av med en stor sten- och jordvall. Hela sjöbotten sugmuddrades ned till ett sedimentdjup på mellan 0,2 och 1,0 meter varefter det uppsugna slammet pumpades till den avsnörda viken. I detta ”slammagasin” fick sedan sedimentet sjunka medan vattenfasen pumpades vidare till ett reningsverk i vilket vattnet, med hjälp av kemisk fällning med aluminiumsulfat, renades. Utfällda flockar lades ut i slammagasinet, och det renade vattnet återfördes till sjön. Ett tag efter att muddringsarbetet två år senare avslutades, kunde slammagasinet användas som torr mark. (Huddinge kommun, 1975)

Resultatet visade sig till en början vara positivt med en totalfosforreducering på 65 %; fosfatfosforhalten minskade också. Medeldjupet ökade och överflödigt växtlighet var borttagen. (Pettersson & Wallsten, 1990) Det visade sig att N/P-kvoten dubblerades som en följd av fosforreduceringen. Från att före muddringen ha varit kvävebegränsad, alltså med stort överskott av fosfor, övergick nu sjön till att vara fosforbegränsad. (Bergquist, 1986) Men redan efter några år visade det sig att muddringen till stor del varit förgäves. En del

bottensediment hade lämnats kvar och fortsatte därför att läcka näring, och trots att externbelastningen minskat i och med avloppsreningen, och sedermera även dagvattenrening, var den för hög för att vara begränsande för alg tillväxten. (Bergquist, 1986) Den tillförda näringen medförde att sjöns internbelastning redan efter några år var på samma nivå som före restaureringen. (Pettersson & Wallsten, 1990; Bergquist, 1986) Enda sättet att komma tillrätta med näringstillståndet är att externbelastningen reduceras ytterligare och att internbelastningen därefter eventuellt reduceras med hjälp av ny muddring, fastläggning, eller annan restaureringsmetod. (Bergquist, 1986) Under 1990-talet har näringshalten gradvis minskat genom ytterligare minskad externbelastning. (Tyreså-projektet, 1996) Vegetationsröjning har utförts varje år sedan muddringen genomfördes.

RENINGSVERK

I **Rönningesjön** i Täby kommun har ett reningsverk installerats. Anläggningen är av välkänd modell, skapad av och namngiven efter Karl Dunkers. Dunkers-anläggningen i Täby syftar till att rena dagvatten från tätbebyggda områden, och sjövattnet då nederbördsförhållandena är sådana att inget dagvatten tillförs sjön. Anläggningen består av fem vattenmagasin avskilda med plastduk hängande från pontonbryggor. Två dagvattendiken mynnar i det inre magasinet, ifrån vilket vatten pumpas till reningsverket. Det första magasinet kommunicerar med det andra, det andra med det tredje och så vidare. Det femte och sista magasinet kommunicerar med sjön. I varje magasin sker sedimentation vilket tydligt syns i form av minskad grumlighet i dem ju längre bort de ligger. Det sinnrika systemet gör att flödet går baklänges vid liten mängd dagvatten, vilket alltså ger sjövattnet rening.

I reningsverket tillsätts en fällningskemikalie varpå fällning, flockning och sedimentering sker. Val av kemikalie har varierat mellan järnklorid och aluminiumsulfat. Efter rening släpps vattnet ut i sjön.

Anläggningen uppfördes i början av 1980-talet, och sedan dess har alltid en tillfredsställande rening skett. Fosforreduktion sker på två sätt, dels genom sedimentation i magasinerna, och dels genom den kemiska reningen som genom åren beräknas ha haft en reningsgrad på totalt uppåt 80 %. Reningsgraden varierar mellan olika år och olika fosforhalter. Andelen dagvatten och sjövattnet som renats uppgår till ca 55 respektive 45 %. (Lindgren & Fejes, 2002)

Ett exempel på lyckat BOTTENVATTENUTBYTTE är sjön Trekanten i Stockholms stad. (Se ovan, under Luftning och oxidering.)

BILAGA 3. GRÄNSVÄRDEN – TOTALFOSFOR- OCH SYRGASHALTER

GRÄNSVÄRDEN

Naturvårdsverket har valt att klassificera sjöars nivå av övergödning med hjälp av tre mått: totalfosfor, totalkväve och kväve/fosfor-kvot. Att ange totalfosforhalten kan ibland vara missvisande eftersom denna även innefattar mineralbunden och organiskt bunden fosfor, trots att dessa former inte kan tas upp av växterna och därför heller inte orsakar exempelvis algbloomningar. Att det ändå är denna halt som används, är i första hand för att analysmetoderna ska bli enklare så att metoden blir allmänt använd. N/P-kvoten ger ett bra mått på om till exempel algbloomningar kan uppstå. Enligt Naturvårdsverkets bedömning är en sjö i näringsbalans om N/P-kvoten, under sommaren, är mellan 15 och 30. Sjön är fosforbegränsad om kvoten är högre, och vice versa. Det poängteras att skalorna bör ses som generella mått. Det är normalt med naturliga variationer mellan olika sjöar och provtagningstillfällen.

Tabell nr 1: Tillstånd, TOTALFOSFORHALT i sjöar ($\mu\text{g/l}$). (Naturvårdsverket, 1999)

Klass	Benämning		Halt: maj – oktober (säsongmedelvärde)	Halt: augusti (medel- värde under 3 år)
1	Låga halter	Oligotrofi	$\leq 12,5$	$\leq 12,5$
2	Måttligt höga halter	Mesotrofi	12,5 – 25	12,5 – 23
3	Höga halter	Eutrofi	25 – 50	23 – 45
4	Mycket höga halter	Eutrofi	50 – 100	45 – 96
5	Extremt höga halter	Hypertrofi	> 100	Ej definierat

Vad gäller uppgifter om syreförhållanden i sjövattnen, kan dessa ibland vara intetsägande. På många ställen kan dygnsvariationerna vara så betydande att enstaka mätningar inte ger en klar bild av tillståndet. Prover bör tas ett flertal gånger per år, och helst under flera år, för att ge ett någorlunda tillförlitligt värde. Syretillståndet kan också uppskattas genom mätningar av till exempel biologisk eller kemisk syreförbrukning och vattnets innehåll av organiskt material, syretärande ämnen. Det bör poängteras att sjöar fungerar olika sinsemellan och mellan olika år.

Tabell nr 2: Tillstånd, SYRGASHALT i sjöar (mg/l). (Naturvårdsverket, 1999)

Klass	Benämning	Syrgashalt –årsminimum
1	Syrerikt tillstånd	≥ 7
2	Måttligt syrerikt tillstånd	5 – 7
3	Svagt syretillstånd	3 – 5
4	Syrefattigt tillstånd	1 – 3
5	Syrefritt / nästan syrefritt tillstånd	≤ 1

Även för surhet finns det bedömningsgrunder. Surheten påverkar dels organismernas balans mellan inre och yttre miljö, och dels metallkemin i sjön. Speciellt aluminium påverkas av försurning då giftverkan uppstår. Buffertkapaciteten i en sjö utgörs främst av halten vätekarbonat (H_2CO_3), men även organiskt material med dess anjoner, buffrar.

Då tillståndet i en sjö bestäms med avseende på surhet, görs detta antingen genom mätning av buffertkapaciteten –försurningskänsligheten i form av alkalinitet, eller som den faktiska surheten i form av pH. Det bör beaktas att pH kan fluktuera beroende på årstid och andra

omständigheter, medan buffertkapaciteten är mer stabil. Utförs enstaka mätningar är därför alkalinitet ett tillförlitligare mått.

Generellt kan sägas att vattnet klassas som svagt eller måttligt surt mellan pH-värden på ungefär 6-7 och surt eller mycket surt vid pH-värden under ungefär 6. Vid pH 7 eller däröver är vattnet neutralt och övergår till mer basiska förhållanden.

BILAGA 4. VATTENPROVTAGNINGAR – RESULTAT

FOSFAT- OCH TOTALFOSFORANALYS AV ÖVERSILNINGSANLÄGGNINGENS VATTEN

Standardkurvor	Fosfatfosfor	Totalfosfor
Analysdatum: 20021105-06	µg/l	µg/l
	10	10
	20	20
	50	50
	100	100
	250	250

Hösten 2002

Provtagningspunkt	Fosfatfosfor µg/l	Totalfosfor µg/l
Provtagning nr 1		
Pump	3	35
In	3	38
D1	3	22
D2	4	33
D3	5	28
Ut	6	54
Dike	7	36
Provtagning nr 2		
In	6	12
D1	5	15
D2	6	30
D3	6	30
Ut	3	<2
Provtagning nr 3		
In	6	35
D1	6	17
D2	6	25
D3	9	16
Ut	6	19
Provtagning nr 4		
In	10	15
D1	7	32
D2	9	30
D3	10	14
Ut	10	<2
Provtagning nr 5		
In	5	14
D1	7	11
D2	7	9
D3	6	9
Ut	6	<2

Våren 2003

Provtagning nr 6

Provdatum: 20030422

Analysdatum: 20030513-14

Provtagningspunkt	Fosfatfosfor µg/l	Totalfosfor µg/l
In	5	165
D1	5	>250
D2	10	136
D3	12	150
Ut	8	>250

Provtagning nr 7

Provdatum: 20030425

Analysdatum: 20030513-14

Provtagningspunkt	Fosfatfosfor µg/l	Totalfosfor µg/l
In	33	119
D1	10	188
D2	9	147
D3	9	114
Ut	7	56

Provtagning nr 8

Provdatum: 20030430

Analysdatum: 20030513-14

Provtagningspunkt	Fosfatfosfor µg/l	Totalfosfor µg/l
In	6	111
D1	7	64
D2	7	74
D3	9	48
Ut	6	38

Provtagning nr 9

Provdatum: 20030509

Analysdatum: 20030513-14

Provtagningspunkt	Fosfatfosfor µg/l	Totalfosfor µg/l
In	6	72
D1	6	46
D2	6	48
D3	7	51
Ut	6	56

Provtagning nr 10

Provdatum: 20030512

Analysdatum: 20030513-14

Provtagningspunkt	Fosfatfosfor µg/l	Totalfosfor µg/l
In	6	72
D1	6	45
D2	15	111
D3	10	56
Ut	6	28

BILAGA 5. FÄLTMÄTNINGAR – RESULTAT

MÄTNING AV SYRGASHALT, TEMPERATUR OCH pH

Syrgashalt	20030509	20030512	Syrgashalt Medelvärde (mg/l)
Provtagningspunkt	Provtagning nr 9 Syrgashalt (mg/l)	Provtagning nr 10 Syrgashalt (mg/l)	
In	6,0	3,8	4,9
D1	9,8	9,4	9,6
D2	11,1	11,0	11,1
D3	11,4	10,2	10,8
Ut	5,9	5,5	5,7

Temperatur	20030509	20030512	Temperatur Medelvärde (° C)
Provtagningspunkt	Provtagning nr 9 Temp. (° C)	Provtagning nr 10 Temp. (° C)	
In	8,1	9,0	8,6
D1	12,0	11,5	11,8
D2	13,6	12,4	13,0
D3	14,0	13,6	13,8
Ut	10,4	9,9	10,2

pH	20030509	20030512	pH Medelvärde
Provtagningspunkt	Provtagning nr 9 pH	Provtagning nr 10 pH	
In	7,40	7,31	7,4
D1	7,59	7,48	7,5
D2	7,66	7,64	7,7
D3	7,69	7,54	7,6
Ut	7,07	7,21	7,1

SYRGASMÄTTNADSGRAD VID RESPEKTIVE MEDELTEMPERATUR

Provtagningspunkt	Medeltemperatur i respektive provtagningspunkt (enl. ovan)	Syrgasmättnadsgrad motsvarande respektive medeltemperatur
In	8,6	11,66
D1	11,8	10,82
D2	13,0	10,53
D3	13,8	10,34
Ut	10,2	11,23

(Teoretisk uppskattning)

BILAGA 6. SEDIMENTPROVTAGNING – RESULTAT

SEDIMENTPROVTAGNING I ÖVERSILNINGSYTA MED DAMMAR

Provtagningspunkt och sedimentdjup	NH ₄ Cl	BD	NaOH	HCl	NaOH-nrP	rest-P	Tot-P
	Lättlöslig P (µg/g TS)	Fe-bunden P (µg/g TS)	Al-bunden P (µg/g TS)	Ca-bunden P (µg/g TS)	Org. bunden P (µg/g TS)	Återstående P (µg/g TS)	Tot-P (µg/g TS)
Ovan strängar 10-15 cm	18	17	86	110	580	240	1100
Kalksträng 1. 0-5 cm	6	40	65	280	260	11	660
Kalksträng 1. 10-15 cm	11	60	67	240	370	29	780
Kalksträng 1. 20-25 cm	7	21	87	120	590	170	1000
Kalksträng 3. 0-5 cm	28	160	90	180	950	190	1600
Kalksträng 3. 10-15 cm	7	41	54	150	460	10	640
Kalksträng 3. 20-25 cm	4	51	95	140	290	31	610
Damm 1.	6	32	53	300	250	66	710
Damm 2.	8	52	85	200	460	180	990
Damm 3.	5	34	85	300	240	170	830

Provtagningsdatum: 20030424

Provtagningspunkt och sedimentdjup	Vattenhalt (%)	Glödgningsförlust (%)
Ovan strängar 10-15 cm	44,9	16,5
Kalksträng 1. 0-5 cm	39,2	10,1
Kalksträng 1. 10-15 cm	44,8	15,2
Kalksträng 1. 20-25 cm	42,4	19,2
Kalksträng 3. 0-5 cm	80,7	59,1
Kalksträng 3. 10-15 cm	58,7	27,9
Kalksträng 3. 20-25 cm	51,9	22,9
Damm 1.	72,9	18,6
Damm 2.	79,2	19,8
Damm 3.	75,1	19,1