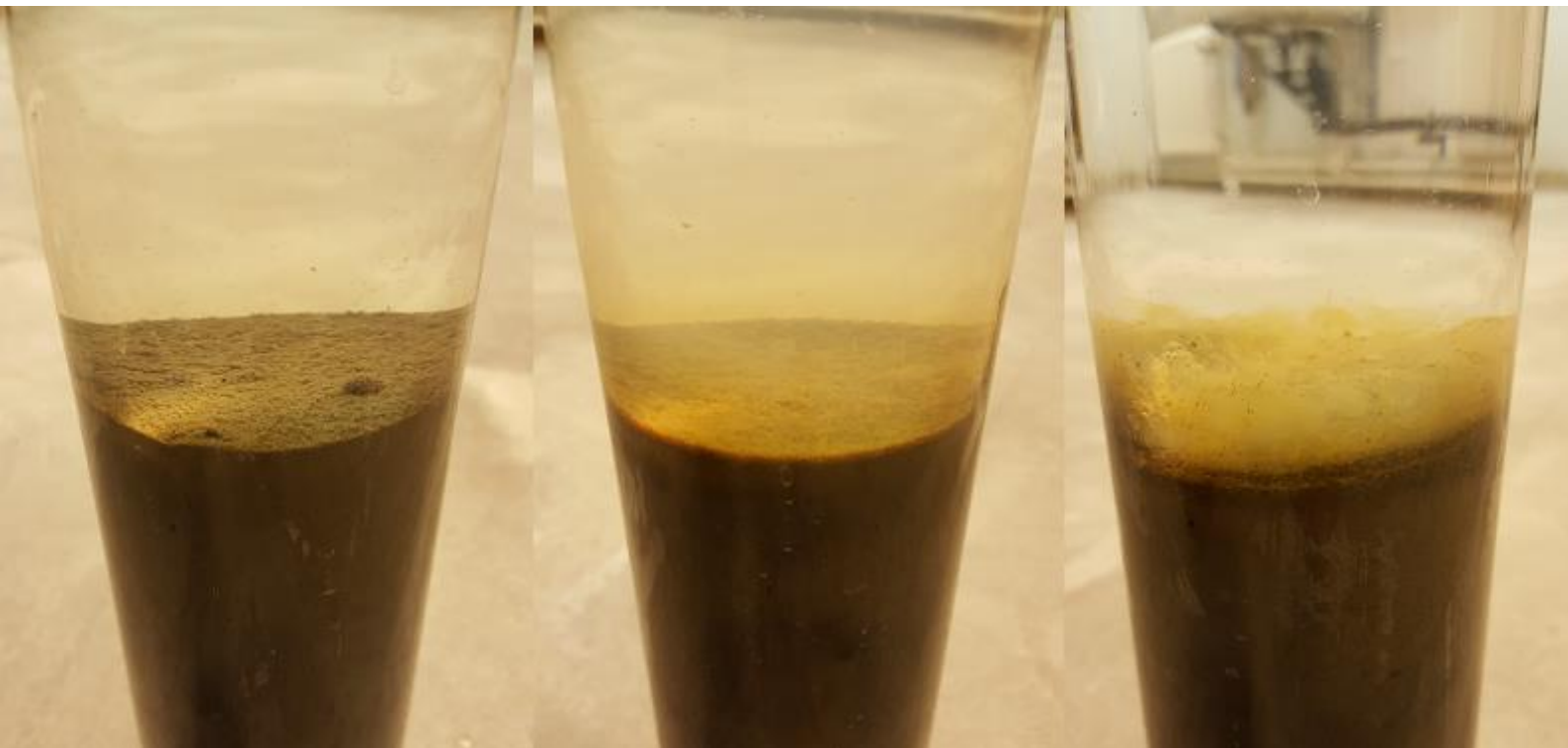




Fosforutbyte på olika bottendjup i Norrviken

Utläckageförsök som underlag för åtgärdsplanering



**Fosforutbyte på olika bottendjup i Norrviken –
Utläckageförsök som underlag för åtgärdsplanering**

Författare: Mia Arvidsson, Emil Rydin och Anna Gustafsson
2016-04-19
Rapport 2016:4
Naturvatten i Roslagen AB
Norra Malmavägen 33
761 73 Norrtälje
0176 – 22 90 65

SAMMANFATTNING	4
BAKGRUND	5
METODIK	5
FÄLTPROVTAGNING	5
FÖRSÖKSUPPSTÄLLNING	6
LABORATORIEPROVTAGNING OCH ANALYSER.....	7
BERÄKNINGAR	8
RESULTAT	8
TEMPERATUR OCH SYRGAS.....	9
NÄRINGSLÄCKAGE	12
METALLHALTER	17
MILJÖGIFTER I SEDIMENT.....	18
DISKUSSION	20
NÄRINGSÄMNEN.....	20
METALLER I VATTENFASEN	21
MILJÖGIFTER I SEDIMENT.....	22
SLUTSATSER	22
REFERENSER	23
BILAGA 1. KARTA PROVTAGNINGSPUNKTER	25
BILAGA 2. METALLHALTER	27
BILAGA 3. MILJÖGIFTER I SEDIMENT	29

Sammanfattning

Rapporten redovisar utredning av näringsläckage från Norrvikens sediment genom ett utläckageförsök under kontrollerade laboratorieförhållanden. Syftet med undersökningen är att på ett kostnadseffektivt sätt få indikationer på om och i vilken utsträckning aluminiumbehandling påverkar frisättningen av bland annat fosfor på grunda omblandade bottnar i Norrviken. Utredningen omfattade vidare undersökning av potentiell frisättning/fastläggning av lösta metaller samt analys av befintliga halter av vissa metaller och organiska miljögifter i Norrvikens sediment. Uppdraget utfördes av Naturvatten AB på uppdrag av Upplands Väsby kommun.

Utläckageförsöket visade att behandling med aluminium kraftigt minskar internbelastningen i Norrviken. Den största effekten fås vid behandling av de djupare bottarna i sjön. Försöket gav inte stöd för att aluminiumbehandling skulle vara en lämplig åtgärdsmetod för sjöns norra grundområde. Fosforbindningen i dessa sediment var i laboratorieförsöket inte lika effektiv som i sediment från de djupare bottarna, av orsaker som inte kunnat klargöras. Motiv till att inte rekommendera aluminiumbehandling av detta område ges även av lägre läckagehastighet och mindre förråd av läckagebenägen fosfor jämfört med sjöns övriga delar, samt framförallt av att denna grunda del av sjön sällan utsätts för syrgasbrist och därmed har bättre förutsättningar att kvarhålla järnbunden fosfor.

Det var generellt sett inga större skillnader i lösta metallhalter i vattenfasen mellan behandlingarna och referensproverna. Järn, kisel, arsenik, koppar, nickel och vanadin var högst i referensproverna, medan bland annat aluminium inte helt oväntat var betydligt högre i de behandlade proverna. Detta tyder på att det sker en viss fastläggning av vissa ämnen efter aluminiumbehandling, men utslaget omfattade dock inte alla metaller. Halterna av kadmium, krom, kvicksilver och bly låg generellt sett under rapporteringsgränsen. Arsenik överskrider gränsvärdet i de flesta av referensproverna och halterna av koppar och zink var höga och ligger förmodligen över gränsvärdet enligt HVMFS (2015:4).

Av de miljögifter som undersökts har koppar, nickel och PCB₇ förhöjda halter i Norrvikens sediment, enligt Naturvårdsverkets äldre bedömningsgrunder (1999, 2013). Gränsvärden i sediment för både PFOS och PBDE saknas eller är mycket osäkra och i fisk är det kvicksilver, PBDE och PFOS som är förhöjda (Gustafsson & Lindqvist 2015, VISS). Detta tyder på att dessa ämnen (kvicksilver, PBDE, PFOS samt PCB₇) bör övervakas (framförallt genom undersökningar av biota) vid eventuell aluminiumbehandling.

Bakgrund

Norrviken har i dagsläget otillfredsställande ekologisk status och uppnår god kemisk status med undantag för PBDE och kvicksilver som i Sverige omfattas av generella kvalitetsundantag (VISS). God kemisk status uppnås dock inte med hänsyn till PFOS som uppmätts i förhöjda halter i fisk. PFOS omfattas av vattenmyndighetens klassningsarbete först hösten 2016 (personlig kommunikation, Håkan Johansson). Internbelastningen står för cirka 30 procent av den totala belastningen till Norrvikens vattenmassa (Gustafsson & Schreiber 2011). I avsikt att nå miljökvalitetsnormen god ekologisk status till 2021 och varaktigt minska internbelastningen i Norrviken har det föreslagits att sjön restaureras genom aluminiumbehandling.

Sjöar som behandlats med denna metod har enligt kändedom fokuserats kring djupa bottenar och fungerat väl. Försök i Vallentunasjön (som är grund och oftast omblandad) har dock visat på resultat som tyder på att aluminiumbehandling inte fungerat lika väl på just den här typen av mjukbottenar.

Föreliggande utredning redovisar resultat av ett utläckageförsök genom undersökning av näringsläckage från sedimenten under kontrollerade laborieförhållanden. Detta i syfte att på ett kostnadseffektivt sätt få indikationer på om och i vilken utsträckning aluminiumbehandling påverkar frisättning av bland annat fosfor på grunda omblandade bottenar. I samband med detta undersöktes även potentiell frisättning/fastläggning av metaller i en parallell uppsättning sedimentproppar från Norrviken för att utreda om behandlingsmetoden även kan bidra till minskade metallhalter i sjöns vatten. Utöver detta insamlades även sediment för analys av vissa metaller och organiska miljögifter. Undersökningen utfördes av Naturvatten AB på uppdrag av Upplands Väsby kommun.

Metodik

Fältprovtagning

Provtagning av sedimentkärnor utfördes den 3 november 2015. Kärnorna togs upp i plexiglasrör med så kallad Willnerhämtare. Prover togs ned till

cirka 30 cm sedimentdjup på cirka 2,5 respektive 9,0 meters vattendjup i sjöns norra respektive södra del (Bilaga 1). Anledningen till att provtagningen utfördes vid dessa djup var för att undersöka det norra grundområdets fosforfrisättning och kunna jämföra med fosforfrisättning från de djupare bottenarna som representerar sjöns mer klassiska ackumulationsbottenområden. Vid provtagningen hämtades 36 sedimentkärnor, 18 för undersökning av frisättning av näringsämnen (främst fosfor) och 18 kärnor för undersökning av lösta metallhalter i vattenfasen för undersökning av eventuell påverkan från aluminiumbehandling och uppgrumling. Förutom sedimentprover till försöket togs även bottenvatten från respektive provplats för att vid behov fylla på sedimentrören efter "behandling".

Ytsediment (0-5 cm) för analys av metaller och organiska miljögifter insamlades vid tre platser i Norrviken (Bilaga 1). Temperatur och syrgas i bottenvattnet registrerades vid samtliga provpunkter.

Försöksuppställning

Försöket omfattade två uppsättningar manipulerade sedimentkärnor och en uppsättning referenser (opåverkade sedimentkärnor) för vardera grunda (2,5 m) respektive djupa (9,0 m) bottenar. Försöket skulle ursprungligen även simulera ljus- och värmeförhållanden som representerade de olika bottenarterna under en simulerad vår-sommarperiod. För att utesluta eventuella effekter av till exempel kiselalgstillväxt hölls efter cirka halva undersökningstiden (ca 3 veckor) samtliga rör i mörker. Temperaturen hölls till en början på cirka 8 °C men höjdes efter 2 veckor till cirka 18 °C för att efterlikna de naturliga förändringarna i sjön under våren. Två av uppsättningarna manipulerades av vardera två olika typer av aluminiumfällningar där den ena utfördes genom att blanda ner polyaluminiumkloridlösning (PAX) med motsvarande cirka 15 g Al/m² i sedimenten (nyare metod som använts under 2000-talet, främst i Stockholmsområdet) här kallad Al-1 och den andra genom tillförsel av en aluminiumflock på sedimentytan (standardmetod) här kallad Al-2 med en koncentration på cirka 15 g Al/m². Varje uppsättning omfattade tre parallella prover/sedimentrör i syfte att undersöka variationen och få säkrare resultat. Schematisk försöksuppställning för de totalt 18x2 sedimentrören visas nedan:

	Norra (2,5 m)	Södra (9,0 m)
Al-1*	3 paralleller	3 paralleller
Al-2**	3 paralleller	3 paralleller
Referenser	3 paralleller	3 paralleller

*Aluminiumbehandling med hydroxidlösning som blandas ner i sedimenten (nyare metod som använts under 2000-talet, främst i Stockholmsområdet).

**Aluminiumbehandling genom tillförsel av flock på sedimentytan (standardmetod).

Laboratorieprovtagning och analyser

Försöket utfördes i klimatrum vid Erkenlaboratoriet. Planen var att försöket skulle pågå cirka 5 veckor med uttag av prover samt registrering av temperatur och syrgashalt 2 gånger per vecka. Försöket förlängdes i slutändan med en extra provtagning i vecka 6 och ytterligare en provtagning vecka 11. Den sista mätningen uteslöts dock på grund av stigande syrgashalter under de sista veckorna och möjlig tillväxt av svavelvätebakterier (*Beggiatoa*) i de reducerade ytsedimenten. Försöket startades den 9 november 2015 med behandling av sedimenten. Första provtagning skedde den 10 november (dag 1). Inkuberingen började vid cirka 8 °C, det vill säga vid den temperatur som uppmättes i sjön strax innan försöket startade och höjdes efter 14 dagar (23/11) till 18 °C. Efter ytterligare ett par dagar (25/11) minskades syretillgången till vattnet genom att byta ut luften i rören mot kvävgas (och tillslöts med gummiproppar) för att på så vis pressa sedimenten att om möjligt frisätta fosfor. Vattenkemiska analyser omfattade totalfosfor och fosfatfosfor samt lösta fraktioner av oorganiskt kväve, det vill säga ammoniumkväve och nitrit-/nitratkväve. Anledningen till att det är intressant att följa även kvävehalterna är att dessa, tillsammans med fosforhalterna, kan ge värdefull information om källan till utläckaget av näring. Resultat av analyserna utvärderades kontinuerligt för att det vid behov skulle vara möjligt att förändra provtagningsintervall, analysomfång och försöksperiod. Under försöksperioden (t.o.m. den 15/12) togs prover ut för analys vid 11 tillfällen (2 gånger per vecka under vecka 1-5 samt en gång under vecka 6). Vid samtliga provtagningstillfällen mättes temperatur och syrgas och totalfosfor samt fosfatfosfor analyserades. Ammoniumkväve och nitrat-/nitritkväve analyserades vid 6 tillfällen (1 gång per vecka). Inget extra vatten behövde tillsättas under försökets gång.

Den parallella uppsättningen för analys av lösta metaller behandlades på samma sätt som rören ovan med undantag för uttag av vatten för de vattenkemiska analyserna. I dessa rör togs istället prov för mätning av de lösta metallerna, dag 10 efter uppstart (19/11) samt dag 28 (7/12), efter uppgrumling av sedimenten som skedde dag 24 (3/12) för att se om de olika behandlingarna (Al-1 och Al-2) alternativt uppgrumling har någon effekt på lösligheten. I samband med uppgrumlingsförsöket mättes även totalfosfor och fosfatfosfor dag 24 och 28 (3/12 och 7/12). Vattenprover från denna parallella uppsättning sparades vid varje provtagningstillfälle för att vid behov kunna mäta totalhalter av metaller i rören.

Registrering av temperatur och syrgashalt utfördes av Naturvatten AB. Vattenprover för analys av näringsämnen lämnades till Erkenlaboratoriet och för analys av lösta metaller till ALS Scandinavia.

De sedimentprover som insamlades i samband med fältprovtagningen för analys av metaller och organiska miljögifter i sediment skickades för analys till ALS Scandinavia i Luleå.

Beräkningar

För att ge en rättvisande bild av utläckaget räknades uppmätta halter om för att kompensera för att sedimentrören innehöll olika mängd vatten och det kumulerade fosforläckaget redovisas i mängd per sedimentyta (mg/m^2) för försöksperiodens första sex veckor (36 dagar).

Resultat

Till den 11 januari 2016 (v 11) planerades en sista provtagning efter att försöket fått stå orört under cirka 5 veckors tid. Vid detta tillfälle noterades ett svart skikt på sedimentytan i samtliga rör vilket tyder på syrgasbrist och möjlig tillväxt av svavelvätebakterier (*Beggiatoa*). Vid försök som utfördes i början av 90-talet med liknande uppställning (men med tillsats av cyanobakterien *Microcystis* och utan aluminiumbehandling) bildades en film av svavelvätebakterier på sedimentytan efter 15 dagar (Brunberg 1993). Svavelbakterier kan troligen påverka resultatet av försöket och i kombination med att syrgashalten börjat stiga i vissa rör då uppsättningarna fått stå orört under veckorna mellan den 15 december och 11 januari uteslöts den sista provtagningen (11/1-16). Detta på grund av för stora osäkerheter i resultaten.

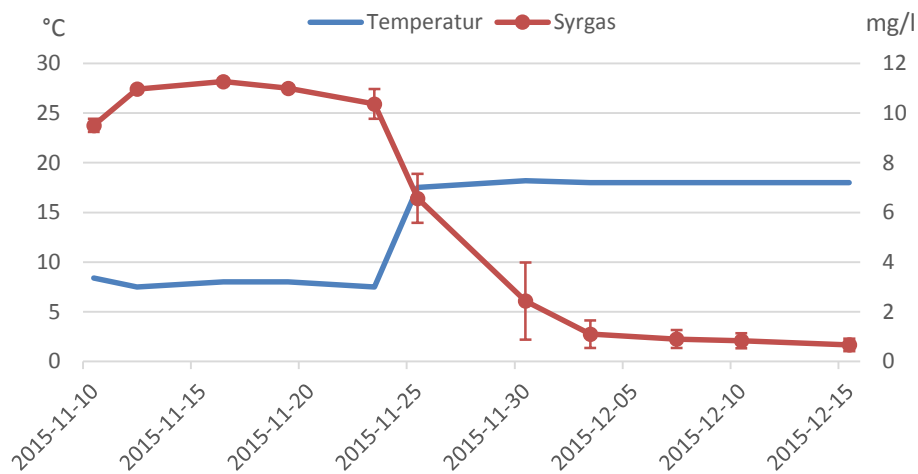
När försöket inleddes uppmättes halter av fosfatfosfor kring $40 \mu\text{g}/\text{l}$ i rören från norra grunda delen av sjön och kring $75 \mu\text{g}/\text{l}$ i södra djupa delen av sjön. Efter behandling med polyaluminiumkloridlösning (PAX) hade halterna minskat till i medel $11 \mu\text{g}/\text{l}$ respektive $18 \mu\text{g}/\text{l}$. Vid det sista analystillfället dag 36 den 15 december låg halterna i vattnet i referenskärnorna kring 400 respektive $800 \mu\text{g}/\text{l}$ medan i de aluminiumbehandlade sedimentkärnorna varierade en del beroende på behandlingstyp och djup. I samtliga proppar från den södra delen av sjön låg fosfathalterna under rapporteringsgränsen på $5 \mu\text{g}/\text{l}$ medan halterna i propparna från grunda bottnar visade på en ökad fosfathalt (trots behandling) på i medel $67 \mu\text{g}/\text{l}$ respektive $17 \mu\text{g}/\text{l}$ i rören behandlande genom fällning i sedimenten (A1-1) och direkt i vattnet (A1-2).

Dessa rådata indikerar utvecklingen under försöket men tar inte hänsyn till skillnader i vattenvolym i de olika sedimentrören, något som har stor påverkan på halterna i vattnet. Nedan redovisas istället bearbetade data som ger en mer rättvisande bild av resultaten (se Metodik/Beräkningar).

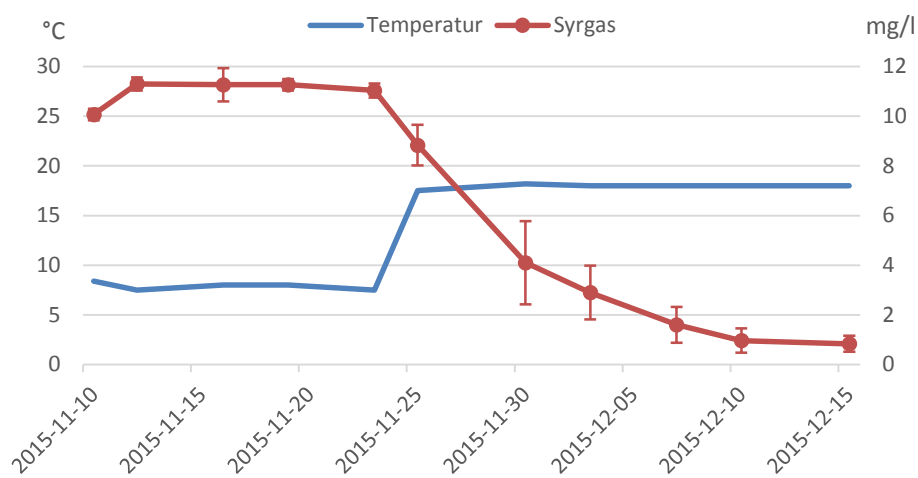
Temperatur och syrgas

Vid fältprovtagningen registrerades temperaturen i bottenvattnet till 7,1 °C i sjöns norra del och 8,3 °C i den södra delen. Syrgashalten var 9,4 respektive 8,0 mg/l. Försöket inleddes vid en temperatur av 8,4 °C (10/11), det vill säga ungefär vid den temperatur som uppmättes i sjön strax innan försöket startade. Fram till och med den 23 november (dag 13) hölls temperaturen sedan mellan 7,3–8,0 °C. Syrgassituationen hade fram till denna tidpunkt varit god i alla uppsättningar utom en; i referensuppsättningen från det grunda området i norr minskade syrgashalterna kraftigt redan från start och låg efter dag 6 (16/11) i medel på 5 mg/l (Figur 1).

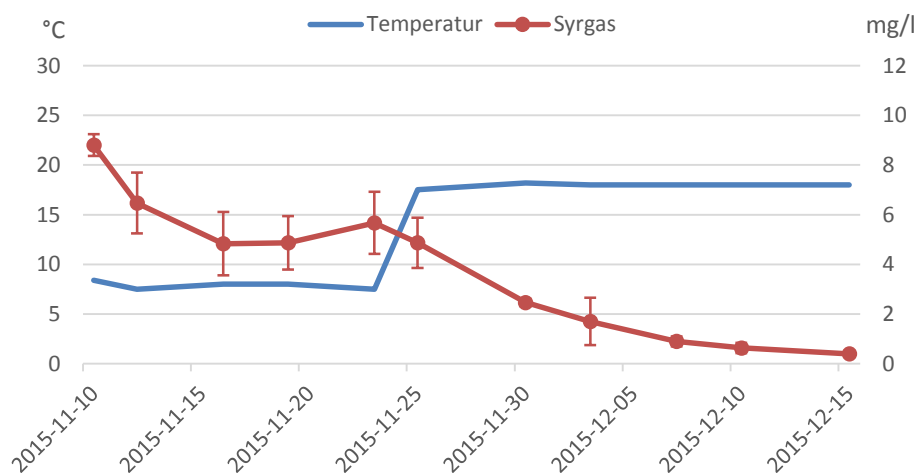
Den 23 november (dag 14) höjdes temperaturen till 18 °C och syrgashalten började sjunka i samtliga uppsättningar. Den 25 november (dag 16) tillsattes kvävgas för att ytterligare minska syrgashalten (minskar O₂-utbyte mellan vattnet och gasen i de tillslutna rören). I slutet av experimentet under dag 36 (15/12) var syrgashalten nära noll i alla uppsättningar utom en; i den A1-2 behandlade uppsättningen från det djupa området i söder var syrgashalten under hela den senare halvan av försöket något högre jämfört med övriga uppsättningar och låg den 15 december på i medel 3 mg/l (Figur 2).



Norra AI-1

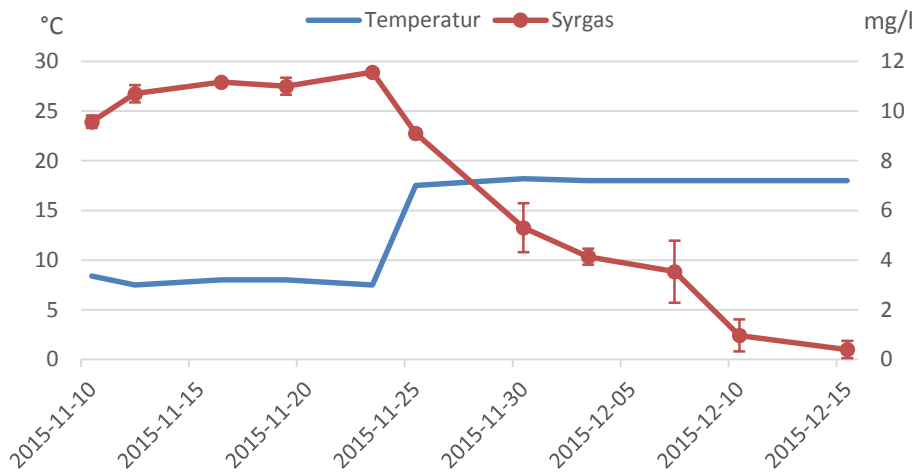


Norra AI-2

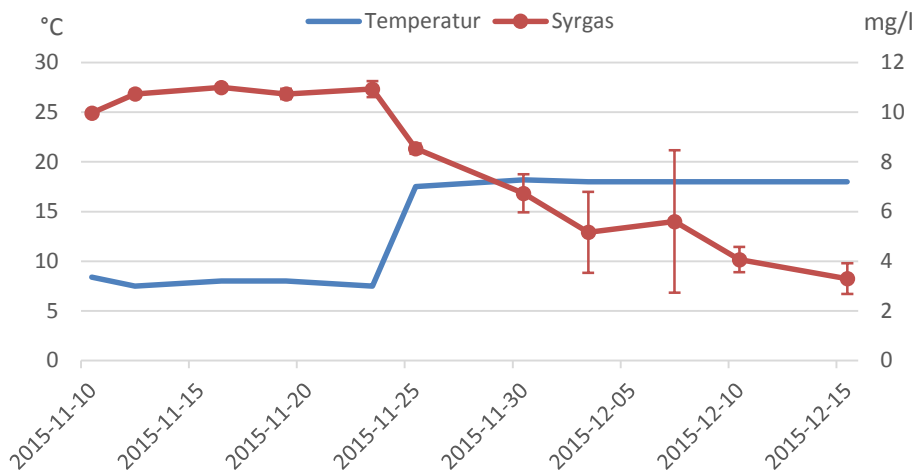


Norra Ref

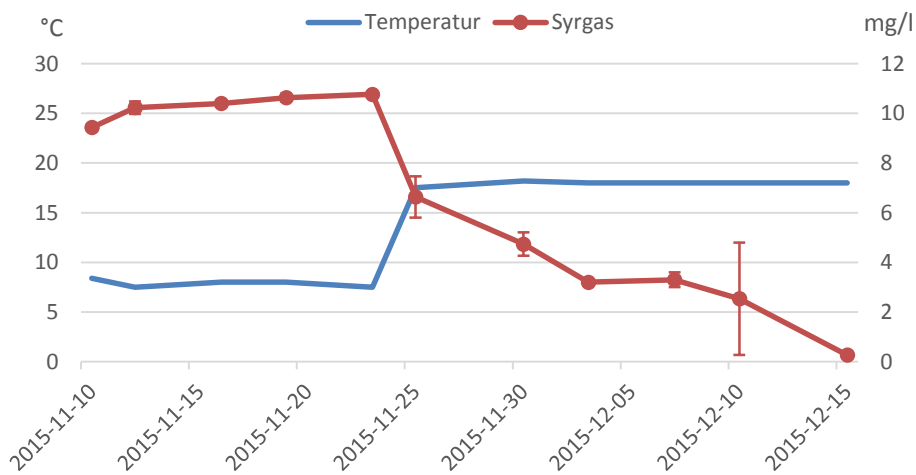
Figur 1. Temperatur (°C) och syrgashalt (mg/l) i sedimentrör som behandlats med aluminiumlösning (AI-1 respektive AI-2) samt i referenser som inte manipulerats (Ref) från den norra grunda delen av Norrviden. Referenserna inkuberades vid samma förhållanden som de behandlade rören. Mätdata visas som medelvärden med felstaplar (standardavvikelse). När temperaturen höjs sjunker syrgashalterna till följd av naturligt ökande syrgaskrävande processer. Denna minskning påskyndades dock genom att luftenspalten i rören ersattes med kvävgas, för att minska syrgasutbytet mellan vatten- och gasfasen.



Södra AI-1



Södra AI-2



Södra Ref

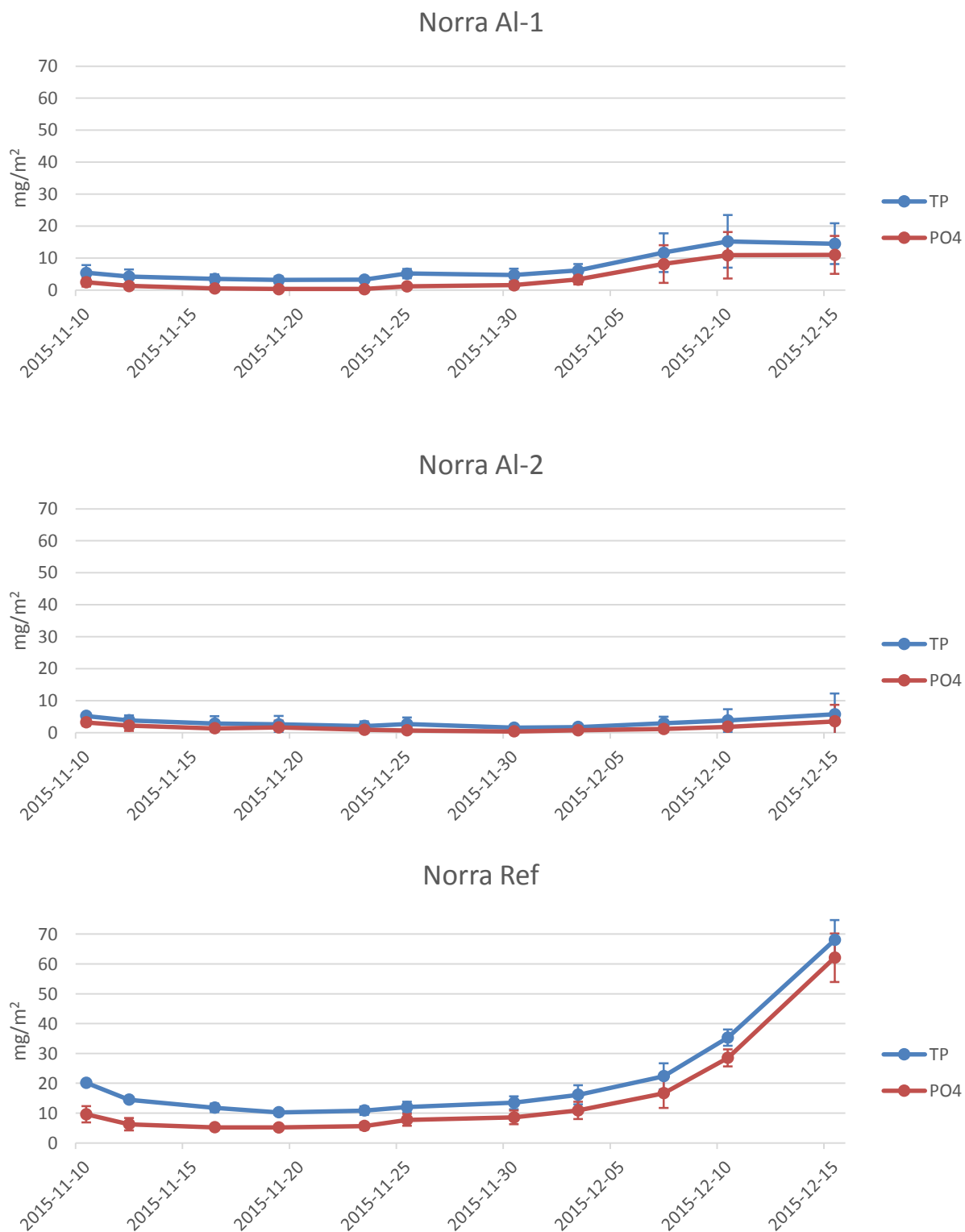
Figur 2. Temperatur (°C) och syrgashalt (mg/l) i sedimentrör som behandlats med aluminiumlösning (AI-1 respektive AI-2) samt i referenser som inte manipulerats (Ref) från den södra djupa delen av Norrviken. Referenserna inkuberades vid samma förhållanden som de behandlade rören. Mätdata visas som medelvärden med felstaplar (standardavvikelse). När temperaturen höjs sjunker syrgashalterna till följd av naturligt ökande syrgaskrävande processer. Denna minskning påskyndades dock genom att luftenspalten i rören ersattes med kvävgas, för att minska syrgasutbytet mellan vatten- och gasfasen.

Näringsläckage

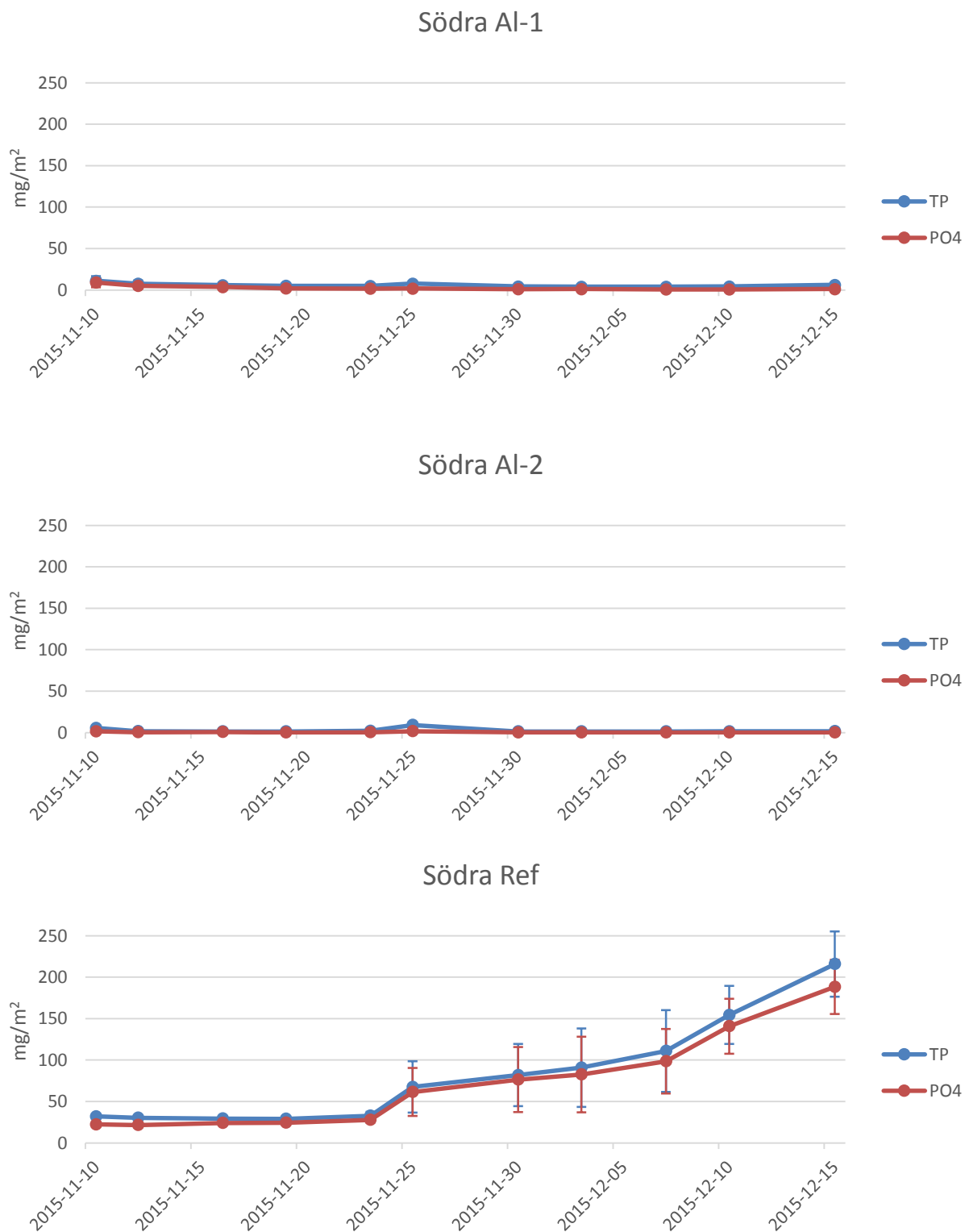
Till en början noterades inget läckage av fosfor (i de flesta rören minskade till och med halten något) medan ammoniumkväve frisattes (framförallt i uppsättningarna från den norra grunda delen av sjön). Detta orsakas förmodligen av att fosforbehovet hos de mikroorganismer som står för mineraliseringen i sedimentet har ett större fosforbehov (kol:fosforkvoten är ca 20:1, Boström m.fl. 1989) än fosforinnehållet i det kolrika växtplanktonmaterial de bryter ner (kol:fosforkvot på ca 100:1, den så kallade Redfieldkvoten). Då det mikrobiella samhället sedan påverkades av försämrade syrgassituation till följd av temperaturökningen under försökets gång frisätts bakteriebunden fosfor som läcker till vattenmassan och halterna ökar. Dessutom frisätts järnbunden fosfor vid de försämrade syrgasförhållandena. Detta skedde i de obehandlade referensproverna (Figur 3 och 4). Under den senare delen av försöket ökade ammoniummängden kraftigt i de behandlade rören (framförallt i den norra delen av sjön) medan mängden hölls relativt konstant i referensproverna (Figur 5).

Omräknat till kumulerat läckage i mängd per sedimentyta (mg/m^2) framgår tydligt hur referensuppsättningarna frisatte betydligt mer fosfor än de behandlade proverna (Al-1 och Al-2), i både norra och södra delen av sjön (Figur 3 och 4). Läckaget skedde framförallt i form av löst oorganisk fosfatfosfor men både fosfat- och totalfosfor redovisas i figurerna. Vid de förhållandevis låga temperaturer och goda syrgasförhållanden som rådde inledningsvis skedde inte någon fosforfrisättning. Frisättningen i referensproverna tog fart först en tid in i försöksperioden och kan tydligt kopplas till temperaturökningen och de minskade syrgashalterna. Det var framförallt i referensuppsättningen från den södra delen av sjön som fosformängden ökade mest och snabbast (Figur 4). Vilket förmodligen förklaras av de större mängder läckagebenägen fosfor som ligger lagrade i de djupare sedimenten. Mellan de två behandlade uppsättningarna (Al-1 och Al-2) från södra delen av sjön var det inte någon nämnvärd skillnad i slutligt läckage och de uppmätta halterna låg generellt sett under detektionsgränsen i den senare delen av försökets gång. Fosfatfrisättningen i referensuppställningen motsvarar ett flöde på cirka $9 \text{ mg}/\text{m}^2$ och dygn (från 3-15/12).

Som framgår av Figur 3 ökade mängden fosfor succesivt i referensuppställningen från norra delen av sjön. Förvånansvärt nog ökar också mängden fosfor i Al-1 och en tendens till ökade mängder kan även skönjas för Al-2. Ökningen för de behandlade sedimenten är dock jämförelsevis liten. Fosfatfrisättningen i referensuppställningen motsvarar ett flöde på cirka $5 \text{ mg}/\text{m}^2$ och dygn (från 7-15/12), (Figur 3).



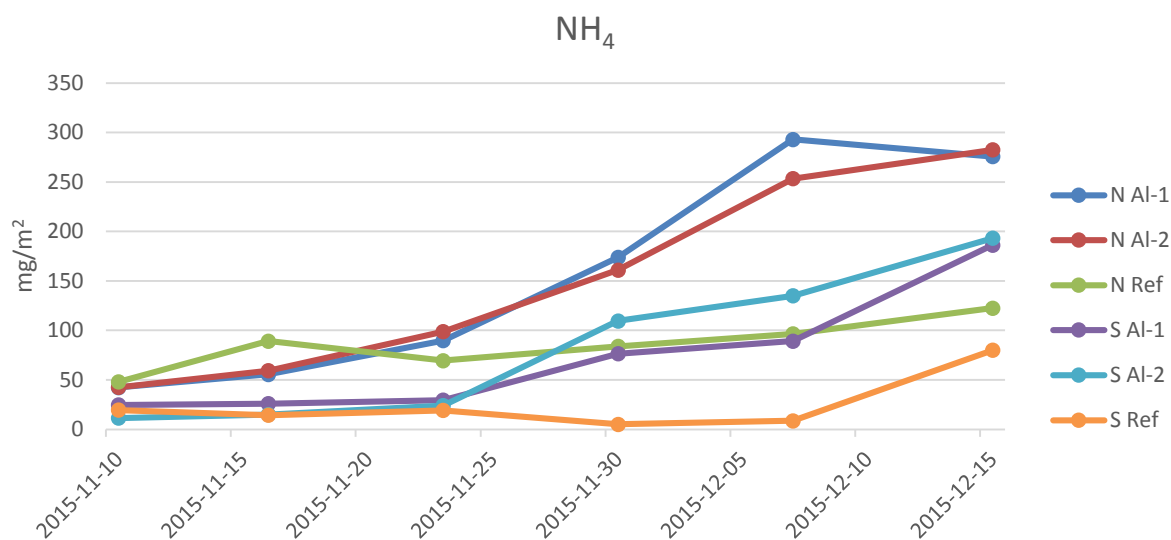
Figur 3. Kumulativt läckage (mg/m²) av totalfosfor (TP) och fosfatfosfor (PO₄) i sedimentrör som behandlats med aluminiumlösning (AI-1 respektive AI-2) samt i referenser som inte manipulerats (Ref) från den norra grunda delen av Norrviken. Referenserna inkuberades vid samma förhållanden som de behandlade rören. Mätdata visas som medelvärden med felstaplar (standardavvikelse). Diagrammen visar den ackumulerade mängden TP och PO₄ under hela försöksperioden vid respektive provtagningstillfälle.



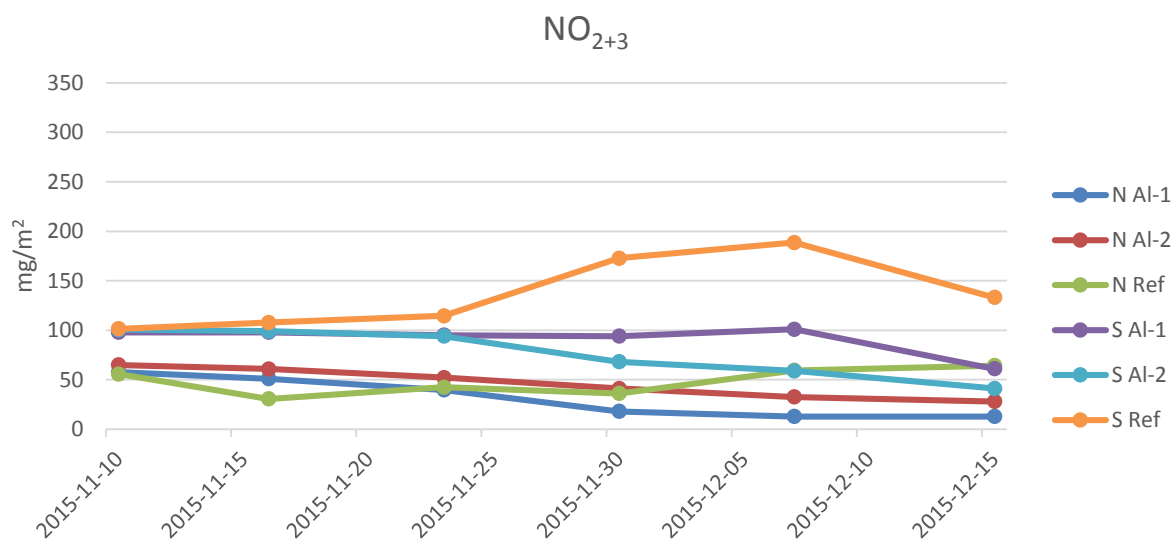
Figur 4. Kumulativt läckage (mg/m²) av totalfosfor (TP) och fosfatfosfor (PO₄) i sedimentrör som behandlats med aluminiumlösning (AI-1 respektive AI-2) samt i referenser som inte manipulerats (Ref) från den södra djupa delen av Norrviken. Referenserna inkuberades vid samma förhållanden som de behandlade rören. Mätdata visas som medelvärden med felstaplar (standardavvikelse). Diagrammen visar den ackumulerade mängden TP och PO₄ under hela försöksperioden vid respektive provtagningstillfälle.

Mängden ammoniumkväve ökade under försöksperioden medan mängden nitrit-/nitratkväve var relativt oförändrad (Figur 5 och 6).

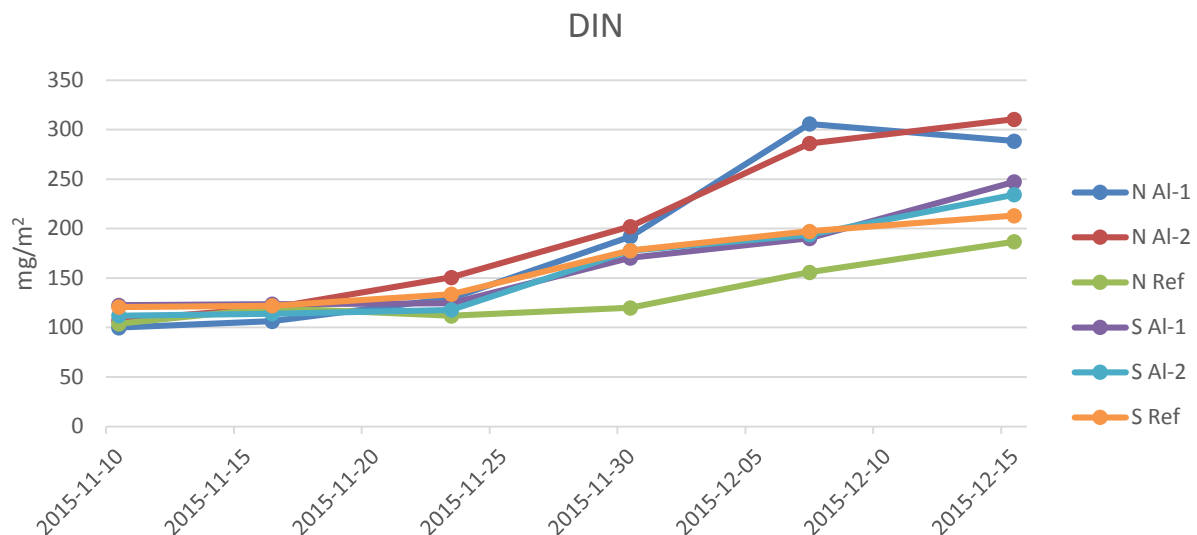
Ammoniumhalten ökade framförallt i de behandlade proverna och av dessa speciellt i den norra delen av sjön. Den totala mängden löst oorganisk kväve (DIN) ökade därmed totalt sett till hela undersökningsperioden för samtliga förstöksuppställningar (Figur 7).



Figur 5. Kumulativt läckage (mg/m²) av ammoniumkväve (NH₄) i sedimentrör som behandlats med aluminiumlösning (AI-1 respektive AI-2) samt i referenser som inte manipulerats (Ref) från den norra grunda och södra djupa delen av Norrviken (N resp. S). Referenserna inkuberades vid samma förhållanden som de behandlade rören. Mätdata visas som medelvärden.



Figur 6. Kumulativt läckage (mg/m²) av nitrit-/nitratkväve (NO₂₊₃) i sedimentrör som behandlats med aluminiumlösning (AI-1 respektive AI-2) samt i referenser som inte manipulerats (Ref) från den norra grunda och södra djupa delen av Norrviken (N resp. S). Referenserna inkuberades vid samma förhållanden som de behandlade rören. Mätdata visas som medelvärden.



Figur 7. Kumulativt läckage (mg/m^2) av total löst oorganisk kväve (DIN) i sedimentrör som behandlats med aluminiumlösning (Al-1 respektive Al-2) samt i referenser som inte manipulerats (Ref) från den norra grunda och södra djupa delen av Norrviken (N resp. S). Referenserna inkuberades vid samma förhållanden som de behandlade rören. Mätdata visas som medelvärden.

Efter 36 dagar avslutades försöket (10/11-15/12) och den kumulerade mängden frisatt fosfat i norra och södra referensuppsättningarna uppgick till cirka $50 \text{ mg}/\text{m}^2$ respektive $170 \text{ mg}/\text{m}^2$. Under de förhållanden där läckaget av fosfat framförallt skedde (i slutet av försöket) var läckagehastigheten 5 respektive $9 \text{ mg}/\text{m}^2 \cdot \text{dygn}$ i referensuppsättningarna från norra och södra delen av sjön. Tidigare studier av den interna fosforbelastningen till Norrvikens vattenmassa indikerade en fosforfrisättning på $13 \text{ mg}/\text{m}^2 \cdot \text{dygn}$ under de tre sommarmånaderna (90 dygn), (Arvidsson m.fl. 2013). Detta är jämförbart med när läckagehastigheten var som störst mellan den 7 och 10 december i de södra referensproverna (medelvärde, $14 \text{ mg}/\text{m}^2$ och dygn). I genomsnitt var dock fosfatläckaget något lägre (Tabell 1). Detta kan bero på att frisättningen från sedimenten (framförallt från den norra delen) inte hunnit plana ut under försöksperioden samt att fosforfrisättningen i sjön även kan ske under en längre period än 90 dagar per år vilket gör att en frisättning på $13 \text{ mg}/\text{m}^2$ kan vara lite för högt att jämför med. Förmodligen är det dock en viss skillnad i läckage mellan de olika delarna av sjön.

Tabell 1. Kumulerat fosfatläckage (mg/m²) och läckagehastighet (mg/m² och dygn) av fosfat i referensproverna som inte manipulerats från den norra grunda och södra djupa delen av Norrviken. Data visas som kumulerat läckage under hela försöksperioden (36 dygn) samt som läckagehastighet under den period där läckage skett (7-15/12=8 dagar i de norra proverna och 3-15/12=12 dagar i de södra).

Sjöområde	Sjödjup (m)	Behandling	Totalt kumulerat PO ₄ -läckage efter 36 dagar (mg/m ²)	Fosfatläckage (mg/m ² och dygn)
Norra	2,5	Al-1	0	0,5
Norra	2,5	Al-2	9	0,3
Norra	2,5	Ref	52	5,3
Södra	9,0	Al-1	0	0,0
Södra	9,0	Al-2	0	0,0
Södra	9,0	Ref	166	9,2

Total- och fosfatfosforhalter mättes i vattnet innan och efter uppgrumling i den parallella uppsättningen sedimentrör för metallanalyser. Detta ledde varken till tydligt förhöjda eller reducerade halter i vattnet ovanför de behandlade sedimenten. I referensproverna från den södra delen av sjön ökade mängden fosfor mellan den 3 och 7 december. Ökningen var dock i paritet med ökningen för referensproven i försöksuppställningen avsedd att endast testa utläckaget utan uppgrumling. Detta tyder på att uppgrumling förmodligen inte har någon permanent påverkan på näringsläckaget från sedimenten.

Metallhalter

Vad gäller skillnader mellan behandlingarna (Al-1 och Al-2) och referensproverna var det i de flesta fall inga större skillnader. Järn, kisel, arsenik, koppar, nickel och vanadin var högst i referensproverna, medan aluminium, barium och mangan var högre i de behandlade proverna. Aluminiumhalten var betydligt högre i de behandlade proverna. Högst var aluminiumhalten i proven från den södra delen av sjön som behandlats med metoden Al-2 (medelvärde, 32 mg/m²) att jämföra med referensproverna som låg kring 1 mg/m².

Halterna av aluminium, vanadin och zink minskade kraftigt efter uppgrumling medan flera av de övriga ämnena tenderat att öka något. Variationen är dock relativt stor och det är svårt att dra några tydliga slutsatser. I övrigt varierade halten koppar och ingen skillnad mellan provtagningstillfällena kan utläsas. Arsenikhalten ökade däremot kraftigt i referensproverna efter uppgrumling samt även något i de Al-2 behandlade proverna medan de prover som behandlats genom Al-1 hade lägre halter efter uppgrumling.

Halterna av kadmium, krom, kvicksilver och bly låg generellt sett under rapporteringsgränserna. Samtliga beräknade medelhalter av de lösta metallerna finns redovisade i Bilaga 2.

Underlagsdata saknas för beräkning av biotillgänglighet vid jämförelser med fastslagna gränsvärden enligt HVMFS (2015:4). Halterna av kadmium, bly och kvicksilver var ändå genomgående lägre än gränsvärdena. 3 av 36 värden för nickel låg över gränsvärdet men med hänsyn till biotillgängligheten bör även dessa hamna under gränsvärdet. Arsenik överskrider gränsvärdet för 10 av 12 referensprover samt ett av de Al-1 behandlade proverna innan uppgrumling, vilket dels tyder på höga arsenikhalter i Norrviken men även på att aluminiumbehandlingen har en mycket positiv bindningseffekt på arsenik. Kopparhalterna var höga och klarar endast gränsvärdet vid en maximal biotillgänglighet på 10 procent. På motsvarande vis borde halterna av zink klara gränsvärdet vid en maximal biotillgänglighet på 9 procent (trolig biotillgänglighet är ca 20 %).

Miljögifter i sediment

I samband med fältprovtagningen av sedimentkärnor för utläckageförsöket insamlades yt sediment (0-5 cm) från tre olika platser i Norrviken för undersökning av metaller och organiska miljögifter. Samtliga analysdata redovisas i Bilaga 3. Vad gäller analyserade metallhalter indikerar resultaten att kadmium och bly ligger under fastslagna gränsvärden (2,3 respektive 130 mg/kg TS). Halten kvicksilver ligger under föreslaget gränsvärde av HaV (skrivelse 20130927) på 0,67 mg/kg TS. Koppar och nickel förekommer däremot i halter som kan klassas som höga i Norrvikens norra och centrala del. I den södra delen var halterna något lägre, motsvarande måttligt höga halter. Eftersom fastställda gränsvärden för dessa ämnen saknas, baserar sig klassningen på Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder (1999b). Baserat på samma klassning förekommer arsenik, krom och zink i låga till måttligt höga halter. För övriga undersökta metaller (kobolt, vanadin, mangan, järn, skandium och silver) saknas gränsvärden.

För de organiska miljögifterna finns endast ett fåtal fastslagna gränsvärden (tributyltenn-TBT, antracen och floranten). Halterna av dessa ämnen låg under normaliserade gränsvärden. I övrigt finns en del föreslagna gränsvärden enligt HaV (skrivelse 20130927). Dessa gränsvärden anges som osäkra och bör främst användas för att bedöma behovet av uppföljande övervakning. Samtliga av dessa ämnen (bl.a. PBDE) låg under föreslagna gränsvärden. Halten PBDE var dessutom lägre än rapporteringsgränsen (2 µg/kg TS) i alla tre lokaler och var därmed mycket lägre än det osäkra gränsvärdet (1550 µg/kg). För bland annat PCB₇ och PFOS saknas gränsvärden. Halten PFOS uppmättes i alla tre

lokaler till <10 µg/kg TS vilket gör det svårt att jämföra med övriga sjöar i området där PFOS mätts (Edssjön och Oxundasjön). I Edssjön (2014) uppmättes PFOS-halter på 5, 10 och 30 µg/kg TS och i Oxundasjön (2014) på 3,6, 3,7 och 5,0 µg/kg TS. Vad gäller PCB₇ kan halterna jämföras med Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder (1999a). Dessa klassgränser gäller dock för kust- och havsområden och är inte normaliserade vilket ger en viss osäkerhet (Jonsson 2015). Det kan dock ge en indikation om tillståndet och halterna har jämförts med Naturvårdsverkets reviderade tabell (2013). Medelhalten PCB₇ i Norrviken (tre lokaler) ligger på 9,2 µg/kg TS vilket tyder på en hög halt enligt bedömningsgrunderna. Halten är också högre jämfört med Fysingen där halten PCB₇ uppmätts till 1,1 µg/kg TS (2014). I Edssjön och framförallt Oxundasjön är dock medelvärdet för alla mätningar som gjorts i vardera sjöarna 66 respektive 1500 µg/kg TS, vilket motsvarar mycket hög halt enligt Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder. Värden för PFOS och PCB₇ hämtades från databas *Miljögifter i Oxundaåns vattensystem* (Gustafsson & Lindqvist 2015).

I Tabell 2 redovisas de ämnen som har fastslagna gränsvärden enligt HVMFS 2015:4 samt föreslagna gränsvärden enligt HaV (skrivelse 20130927) och vissa av gränsvärden från Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder (1999).

Sammantaget visar resultaten att koppar, nickel och PCB₇ har förhöjda halter i Norrvikens sediment enligt Naturvårdsverkets äldre bedömningsgrunder (1999, 2013).

Tabell 2. Ämnen med fastslagna gränsvärden enligt HVMFS 2015:4¹ samt föreslagna gränsvärden enligt HaV (skrivelse 20130927)² och vissa av gränsvärden från Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder (1999, 2013)³. Redovisade gränsvärden avser gränsen mellan måttligt hög och hög halt.

		Norrviken			Gränsvärde (Hög halt)	Normaliserat			Ref.
		Norra	Centrala	Södra		Norra	Centrala	Södra	
Cd	mg/kg TS	1,46	0,657	0,47	2,3				1
Cu	mg/kg TS	116	107	95,9	100				3
Hg	mg/kg TS	0,192	0,155	0,159	0,67				2
Ni	mg/kg TS	64,6	50,9	48,8	50				3
Pb	mg/kg TS	44,2	44	45,6	130				1
tributyltenn (TBT)	µg/kg TS	<0.2	2,25	2,12	1,6	3,1	2,6	2,4	1
naftalen	mg/kg TS	0,011	0,011	0,01	0,138				2
antracen	mg/kg TS	0,011	<0.010	<0.010	0,024	0,046	0,039	0,036	1
fluoranten	mg/kg TS	0,14	0,09	0,074	2,0	3,8	3,2	3,0	1
bens(b)fluoranten	mg/kg TS	0,082	0,088	0,053	0,0707	0,1357	0,1145	0,1046	2
bens(k)fluoranten	mg/kg TS	0,047	0,049	0,027	0,0675	0,1296	0,1094	0,0999	2
bens(a)pyren	mg/kg TS	0,07	0,049	0,037	0,0915	0,1757	0,1482	0,1354	2
benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0,077	0,053	0,048	0,042	0,081	0,068	0,062	2
pentaklorbensen	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	0,4				2
hexaklorbensen	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,0169				2
alfa-HCH	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,0103				2
beta-HCH	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,0103				2
gamma-HCH (lindan)	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,0103				2
DDT, summa	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,001				3
hexaklorbutadien	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	0,493				2
PCB, summa 7	mg/kg TS	0,0085	0,0091	0,01	0,004				3
PBDE (sum 28,47,99,100,153,154)	µg/kg TS	<2	<2	<2	1550				2
4-tert-oktylfenol	mg/kg TS	<0.0030	<0.0010	<0.0020	0,034				2
4-nonylfenoler (tekn blandning)	mg/kg TS	<0.020	<0.030	<0.070	0,18				2
4-n-nonylfenol	mg/kg TS	<0.0030	<0.0020	<0.0030	0,18				2

Diskussion

Näringsämnen

Försöket visar att behandling med aluminium skulle minska internbelastningen i Norrviken kraftigt. Den största effekten skulle fås vid behandling av de djupare bottarna i sjön som har ett större förråd av läckagebenägen fosfor och något högre läckagehastigheter. Dessa djupare bottenområden utgör också av större ytor av sjön än den grundare delen i norr.

När aluminiumlösning (Al-1) blandades in i sediment från grundområdet i den norra delen av sjön blev inte fosforbindningen lika effektiv som i

sedimenten från de djupare bottarna. En möjlig orsak är att sedimenten i dessa grunda områden i högre grad påverkas av mikroorganismer och djur som skulle kunna påverka fosforbindningen. Liknande försök i Vallentunasjön har visat på att fosfor frisätts vid ökad temperatur som orsakas av en ökad mikrobiell aktivitet genom nedbrytning av organiskt material (Gustafsson m.fl. 2015). Till skillnad från Norrviken är den läckagebenägna fosfor i Vallentunasjön framförallt organiskt bunden medan det i Norrviken är ungefär lika mycket organiskt bunden som järnbunden fosfor (Arvidsson m.fl. 2013). Ett inneslutningsförsök i Vallentunasjön under 2014 visade på otydliga resultat gällande aluminiumbehandlingsens effekt och det konstaterades att aluminiumtillsats till sediment där organiskt bunden fosfor dominerar fosforomsättningen kräver ytterligare utredning (Gustafsson 2015). Då försöken i föreliggande undersökning inte har kunnat identifiera de orsaker som förklarar dessa osäkerheter föreslås att sjöns norra grundområde inte behandlas med aluminiumtillsättning. Förutom detta uppvisar sedimenten i den norra delen av sjön en lägre läckagehastighet, ett lägre förråd av fosfor samt framförallt att denna grunda del av sjön sällan utsätts för syrgasbrist, vilket är en stor bidragande faktor till fosfatläckage.

Det ingen större skillnad mellan de två olika behandlingstyperna (Al-1 och Al-2). En fördel med behandling Al-1 där lösningen injiceras i sedimenten är dock att lösningen blandas ner i sedimenten och utsätts därmed inte för uppvirvling och förflyttning i samma grad som Al-2 där fällningen bildas i vattnet och läggs som ett lock över sedimentytan. Bilden på försättsbladet visar tydligt de synliga skillnaderna mellan behandlingarna, där det högra röret är behandlat med Al-2 och den flock som bildats ligger ovanpå sedimentet.

Metaller i vattenfasen

Det var generellt sett inga större skillnader mellan behandlingarna och referensproverna. Järn, kisel, arsenik, koppar, nickel och vanadin var högst i referensproverna, medan bland annat aluminium inte helt oväntat var betydligt högre i de behandlade proverna. Detta tyder på att det sker en fastläggning av vissa ämnen efter aluminiumbehandling, med utslaget var dock inte entydigt. Halterna av kadmium, krom, kvicksilver och bly låg generellt sett under rapporteringsgränserna.

Noterbart är också att arsenik överskrider gränsvärdet i de flesta av referensproverna samt att även koppar och zinkhalterna var höga, förmodligen över gränsvärdet enligt HVMFS (2015:4).

Miljögifter i sediment

Koppar, nickel och PCB₇ har förhöjda halter i Norrvikens sediment (0-5 cm) enligt Naturvårdsverkets äldre bedömningsgrunder (1999, 2013). Gränsvärden i sediment för både PFOS och PBDE saknas eller är mycket osäkra. Som jämförelse har undersökningar av miljögifter i fisk (muskelprov) visat på förhöjda halter av kvicksilver, PBDE och PFOS (Gustafsson & Lindqvist 2015, VISS). Detta tyder på att kvicksilver, PBDE och PFOS bör övervakas (framförallt genom undersökningar av biota) vid eventuell aluminiumbehandling men eventuellt även PCB₇, som dock inte överskrider gränsvärdet (125 µg/kg VV, HVMFS 2015:4) men ligger högt jämfört med andra sjöar i regionen (Gustafsson & Lindqvist 2015).

Slutsatser

Utläckageförsöket visar att behandling med aluminium kraftigt skulle minska internbelastningen i Norrviken. Aluminiumbehandling visade mycket goda resultat vid försök med sediment från sjöns djupare bottenar.

Aluminiumbehandlande sediment från sjöns norra grundområde uppvisade en mindre effektiv fosforbindning och försöket gav således inte stöd för att åtgärdsmetoden skulle vara lämplig för dessa bottenar. Ytterligare motiv för att inte aluminiumbehandla det norra grundområdet ges av en lägre läckagehastighet och ett lägre förråd av läckagebenägen fosfor jämfört med djupare bottenar samt att denna grunda del av sjön sällan utsätts för syrgasbrist och därmed har bättre förutsättningar att kvarhålla järnbunden fosfor.

Aluminiumbehandlingens effekt på lösta metaller var inte entydig men tycks för vissa ämnen (framförallt arsenik och till viss del för järn, kisel, koppar, nickel och vanadin) verka fastläggande medan aluminium inte oväntat ökade.

För att undersöka aluminiumbehandlingens effekt på miljögifter (samt eventuellt metaller) rekommenderas en utökad sedimentundersökning utföras i Norrviken för att provtagning av dessa ämnen (framförallt gällande PCB) skall kunna utföras.

Referenser

Arvidsson, M., Rydin, E. & U. Lindqvist. 2013. Undersökning av intern belastning och läckagebenägen sedimentfosfor i Norrviken. Naturvatten i Roslagen AB, rapport 2013:18.

Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, J P., Jarvis, N. & A-C. Norrström. 2006. Metallers mobilitet i mark. Naturvårdsverket, Rapport 5536.

Boström, B., A.K. Pettersson & I. Ahlgren. 1989. Seasonal dynamics of a cyanobacteria-dominated microbial community in surface sediments of a shallow, eutrophic lake. *Aquatic Sciences* 51:153-178.

Brunberg, A.K. 1993. Microbial activity and phosphorus dynamics in eutrophic lake sediments enriched with *Microcystis* colonies. (Manuskript ur Brunberg, A.K. 1993. *Microcystis* in Lake Sediments, Its potential role in phosphorus exchange between sediment and lake water. Doktorsavhandling Uppsala Universitet.)

Brunberg, A.K. & Bell, R.T. 1993. The contribution of bacteria in the mucilage of the cyanobacterium *Microcystis* to benthic and pelagic bacteria production in a hypereutrophic lake. (ur Brunberg, A.K. 1993. *Microcystis* in Lake Sediments, Its potential role in phosphorus exchange between sediment and lake water. Doktorsavhandling Uppsala Universitet.)

Gustafsson, A. & H. Schreiber. 2011. Mot god status i Norrviken.

Gustafsson, A. & U. Lindqvist. 2015. Miljögifter i Oxundaåns vattensystem Sammanställning och bedömning av mätdata från sjöar och vattendrag. Naturvatten i Roslagen AB, rapport 2015:26.

Gustafsson, A. & E. Rydin. 2015. Vattenkvalitet och plankton i Vallentunasjön 2014. Utvärdering av effekter av biomanipulering och historisk återblick. Naturvatten i Roslagen AB, rapport 2015:14. Bilaga 8.

Gustafsson, A., Rydin, E. & U. Lindqvist. 2015. Vallentunasjön – fosforutbyte mellan sediment och vattenmassa. Litteraturstudie och utläckageförsök som underlag för åtgärdsplanering. Naturvatten i Roslagen AB, rapport 2015:22.

Havs och Vattenmyndigheten. 2013. Rekommendationer angående klassgränser för Särskilda Förorenande Ämnen och expertbedömning vid kemisk statusklassning. Skrivelse daterad 2013-09-27. Dnr 3383-13.

HVMFS 2015:4. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten; beslutade den 13 april 2015.

Köhler, S J. 2012. Faktorer som styr skillnader mellan totalhalter och lösta halter metaller i ett antal svenska ytvatten. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2012:21.

Naturvårdsverket. 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913.

Naturvårdsverket. 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav. Naturvårdsverket rapport 4914.

Naturvårdsverket. 2013. Tabell 30 i Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav har ändrats. <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Sediment/#>

Per Jonsson. 2015. Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och östra Mälaren 2013. Länsstyrelsen Rapport 2015:3.

VISS:

<http://www.viss.lansstyrelsen.se/waters.aspx?waterEUID=SE659728-161988>

Personlig kommunikation:

Håkan Johansson, Länsstyrelsen i Stockholms län.

Bilaga 1. Karta provtagningspunkter

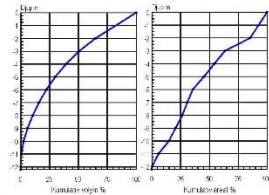
NORRVIKEN norra delen

Sollentuna, Upplands-Väsby kommuner, Stockholms län

Djupangivare i meter, skrävrande till vattensyta vid landhöjningsområden. Djupändringar och avvikelse från angivna djup kan förekomma. Bärkraft efter korrigering på egen risk. Projektion Gauss ITI 90, 2,5 gon vakt. Utlöslod med blå, 10 768 lodskott med individuell GPS-positionering.

Sjönummer (SMN)	559728-161988
Huvudlevningsområde	61 Mälaren-Norrström
Areal sjöyta	263 Ha
Medeljup	13,2 m
Medeldjup	5,2 m
Volymin	13,8 Milj. m ³
Spridningsområde (längd) öst-väst	19,4 Km
Antal öar - total >0,1 ha areal	5 Fem små holmar finns
Areal område (inkl. öar)	51,2 Km ²
Avrinningsstol (pH) (1963-90)	6 L/skm ²
Årlig avrinning	9,7 Milj. m ³
Teori omloppstid	1,4 År
HBH	3,5 m (0,04 m över moy)

Sjöinmätning och fyvattar
Anders Svoböcker, Björns AB, Västerås, 2008

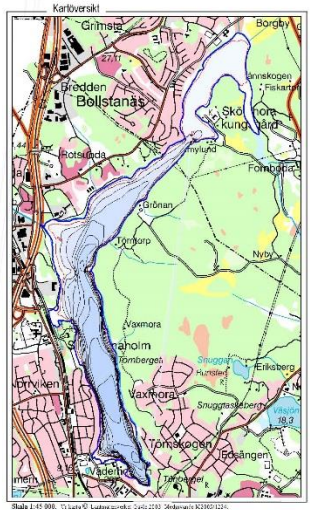
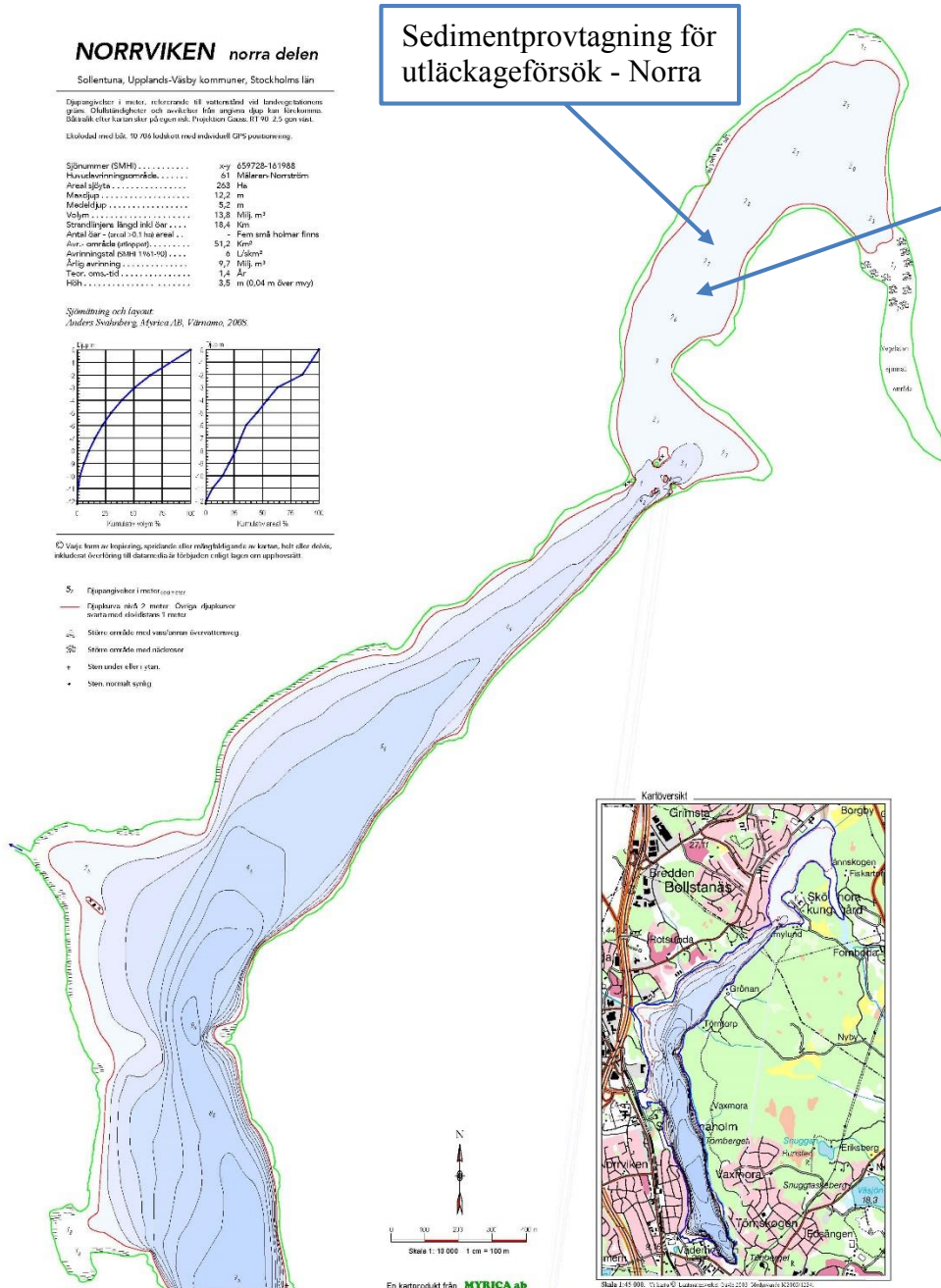


© Värde från avkopplings, spridnings eller rörlighetsindex av kartan, helt eller delvis, inklusive övergång till datoriserade fyvattar enligt lag om upphovsrätt.

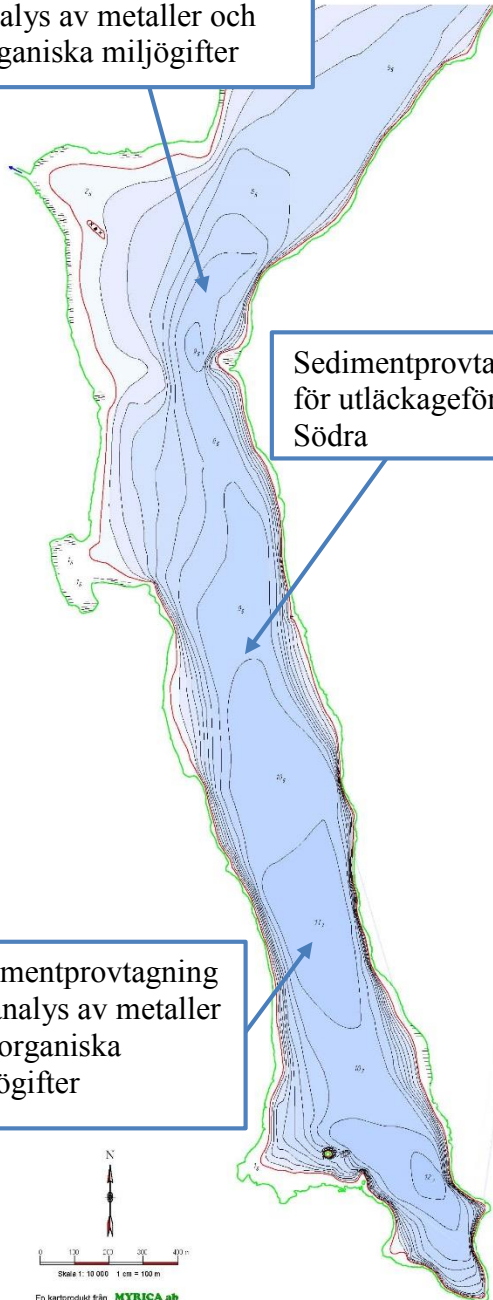
- 5. Fjällangivare i meter (0,000000)
- Fjällareal med > 2 meter. Övriga fjällareal utanför abscissan 1 meter
- Sjöens område med vanliga överströmning
- Sjöens område med vårdlösa
- Sjöens område eller i stat.
- Sjöens område synlig

Sedimentprovtagning för utläckageförsök - Norra

Sedimentprovtagning för analys av metaller och organiska miljögifter

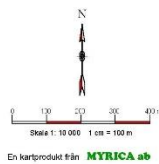


Sedimentprovtagning för analys av metaller och organiska miljögifter



Sedimentprovtagning för utläckageförsök - Södra

Sedimentprovtagning för analys av metaller och organiska miljögifter



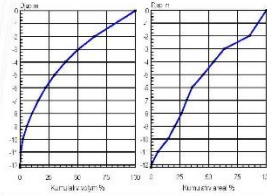
NORRVIKEN södra delen

Sollentuna, Upplands-Väsby kommuner, Stockholms län

Djupangivelse i meter, refererande till vattenstånd vid barometernivåns gällande. Stabilitetklass och avvikelse från angivna djup kan förekomma. Bästskick eller karaktäristiskt på egen risk. Projektion Gauss, ET 90 2,5 gun väst. Utkastad med Läs 10/56 kalkströmd individual GIS-postanvisning.

Sjönummer (SMH)	xy	659728-161988
Flygfotovermåtningsområde	61	Mälaren-Norström
Övre djup		263 Ha
Maxdjup		12,2 m
Nedledjup		5,2 m
Volym		13,6 Milj. m ³
Strandlinjens längd inkl öar		18,4 Km
Önsat Gär-tvätt-stil i besöksst.		Fem småholmar finns
Avr.-område avloppsrör		51,2 Km ²
Avringsstadi (BÄH 194-192)		6 Låkm ²
Djupförening		9,7 Milj. m ³
Teor. oms-tid		1,4 År
Höjd		3,5 m (0,04 m över mvy)

Stämning och layout:
Anders Svahnberg, Myrica AB, Växarna, 2008



© Vårts form av kopiering, spridning eller måförliggande är kartan, helt eller delvis, ifrågasatt överklagad till Statenskart- eller kartverket enligt lagen om upphovsrätt.

- 5. Djupangivelse i meter, refererande till vattenstånd vid barometernivåns gällande. Stabilitetklass och avvikelse från angivna djup kan förekomma. Bästskick eller karaktäristiskt på egen risk. Projektion Gauss, ET 90 2,5 gun väst. Utkastad med Läs 10/56 kalkströmd individual GIS-postanvisning.
- Djuparna stöd 2 meter. Övriga djupmarker svarta med ovidkänslig 1 meter.
- Sjöns område med vass/anson/ävenavattning
- Sjöns område med släckisar
- + Sten under eller i ytan
- Sten, normalt synlig



Bilaga 2. Metallhalter

Bilagan redovisar medelvärden av omräknade halter (mg/m²), se beräkningar.

2015-11-19						
	Norra AI-1	Norra AI-2	Norra Ref	Södra AI-1	Södra AI-2	Södra Ref
	(mg/m ²)	(mg/m ²)	(mg/m ²)	(mg/m ²)	(mg/m ²)	(mg/m ²)
Ca	12538	11678	11902	11666	12729	12195
Fe	0,2	2,6	1,1	0,2	1,6	0,5
K	1359	1252	1308	1330	1425	1377
Mg	1699	1615	1672	1634	1786	1731
Na	6312	6349	6410	6403	7379	6834
Si	596	476	901	686	559	874
Al	12	2,7	1,6	14,1	32,8	0,9
As	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,3
Ba	7,7	6,0	5,0	7,8	6,8	6,2
Cd	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,001
Co	0,27	0,18	0,03	0,05	0,06	0,02
Cr	0,009	0,009	0,017	0,015	0,006	0,032
Cu	0,55	0,47	0,61	0,37	0,63	0,53
Hg	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002
Mn	234	155	16	186	188	38
Mo	0,20	0,03	0,28	0,27	0,04	0,30
Ni	0,58	0,51	0,78	0,55	0,50	0,58
Pb	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Sr	31	29	30	29	32	31
V	0,07	0,05	0,09	0,11	0,03	0,13
Zn	7,5	11	4,7	2,0	5,6	5,4

2015-12-07						
	Norra AI-1	Norra AI-2	Norra Ref	Södra AI-1	Södra AL-2	Södra Ref
	(mg/m ²)	(mg/m ²)	(mg/m ²)	(mg/m ²)	(mg/m ²)	(mg/m ²)
Ca	16394	13952	13690	17974	14854	13500
Fe	10,4	0,7	1,6	2,3	0,5	0,6
K	1632	1498	1565	1719	1589	1554
Mg	2145	1912	1902	2243	2005	1915
Na	6680	6693	7073	7599	7591	7266
Si	811	535	1478	910	681	1785
Al	2,0	2,5	1,2	1,3	3,6	0,2
As	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,6
Ba	11,6	8,0	5,6	16,9	11,9	4,3
Cd	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Co	0,41	0,35	0,12	0,05	0,23	0,03
Cr	0,005	0,006	0,020	0,008	0,006	0,008
Cu	0,52	0,27	0,86	0,43	0,21	0,40
Hg	0,0002	0,0002	0,0003	0,0002	0,0002	0,0002
Mn	815	583	281	1116	1013	318
Mo	0,17	0,14	0,41	0,22	0,05	0,28
Ni	0,76	0,56	0,96	0,60	0,61	0,65
Pb	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Sr	39	33	32	41	35	32
V	0,01	0,01	0,07	0,02	0,01	0,09
Zn	2,3	3,6	1,7	1,8	3,5	2,3

Bilaga 3. Miljögifter i sediment

Blåmarkerade poster avser fastslagna gränsvärden (HVMFS 2015:4). Orangea poster avser föreslagna gränsvärden (HaV, skrivelse, 20130927) vilka anges som osäkra och bör främst användas för att bedöma behovet av uppföljande övervakning. Gula poster avser gränsvärden från Naturvårdsverkets äldre bedömningsgrunder (1999, delvis korrigerade 2013). Redovisade gränsvärden avser gränsen mellan måttligt hög och hög halt.

		Norrviken			Gränsvärde	Normaliserat		
		Norra	Centrala	Södra		Norra	Centrala	Södra
TS (105°C)	%	8,7	11,6	10,7				
As	mg/kg TS	7,29	7,48	7,28				
Cd	mg/kg TS	1,46	0,657	0,47	2,3			
Co	mg/kg TS	34,8	22,5	22,2				
Cr	mg/kg TS	54,5	48,8	48				
Cu	mg/kg TS	116	107	95,9	100			
Hg	mg/kg TS	0,192	0,155	0,159	0,67			
Ni	mg/kg TS	64,6	50,9	48,8	50			
Pb	mg/kg TS	44,2	44	45,6	130			
V	mg/kg TS	58,8	58,2	58,1				
Zn	mg/kg TS	312	221	207				
Mn	mg/kg TS	1600	1840	2020				
Fe	mg/kg TS	45300	38100	37100				
Sc	mg/kg TS	7,91	7,6	8,32				
Ag	mg/kg TS	0,318	0,246	0,201				
monobutyltenn	µg/kg TS	<1	<1	<1				
dibutyltenn	µg/kg TS	<1	18	7,85				
tributyltenn (TBT)	µg/kg TS	<0.2	2,25	2,12	1,6	3,1	2,6	2,4
naftalen	mg/kg TS	0,011	0,011	0,01	0,138			
acenaftalen	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010				
acenaften	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010				
fluoren	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010				
fenantren	mg/kg TS	0,047	0,041	0,034				
antracen	mg/kg TS	0,011	<0.010	<0.010	0,024	0,046	0,039	0,036
fluoranten	mg/kg TS	0,14	0,09	0,074	2,0	3,8	3,2	3,0
pyren	mg/kg TS	0,12	0,083	0,067				
bens(a)antracen	mg/kg TS	0,06	0,031	0,026				
krysen	mg/kg TS	0,057	0,055	0,036				
bens(b)fluoranten	mg/kg TS	0,082	0,088	0,053	0,0707	0,1357	0,1145	0,1046
bens(k)fluoranten	mg/kg TS	0,047	0,049	0,027	0,0675	0,1296	0,1094	0,0999
summa 2 PAHer (1)	mg/kg TS	0,13	0,14	0,08				
bens(a)pyren	mg/kg TS	0,07	0,049	0,037	0,0915	0,1757	0,1482	0,1354
dibens(ah)antracen	mg/kg TS	0,017	0,014	0,013				
benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0,077	0,053	0,048	0,042	0,081	0,068	0,062
indeno(123cd)pyren	mg/kg TS	0,098	0,072	0,063				
summa 2 PAHer (2)	mg/kg TS	0,18	0,13	0,11				

		Norrviken			Gränsvärde
		Norra	Centrala	Södra	
dimetylfthalat	mg/kg TS	<0.050	<0.050	<0.050	
dietylfthalat	mg/kg TS	<0.050	<0.050	<0.050	
di-n-propylfthalat	mg/kg TS	<0.050	<0.050	<0.050	
di-isobutylfthalat	mg/kg TS	<0.050	<0.050	<0.050	
di-n-butylfthalat	mg/kg TS	<0.050	<0.050	<0.050	
di-pentylfthalat	mg/kg TS	<0.050	<0.050	<0.050	
di-n-oktylfthalat	mg/kg TS	<0.050	<0.050	<0.050	
di-(2-etylhexyl)fthalat (DEHP)	mg/kg TS	0,48	0,43	0,34	
butylbensylfthalat	mg/kg TS	<0.050	<0.050	<0.050	
di-cyklohexylfthalat	mg/kg TS	<0.050	<0.050	<0.050	
pentaklorbensen	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	0,4
hexaklorbensen	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,0169
alfa-HCH	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,0103
beta-HCH	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,0103
gamma-HCH (lindan)	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,0103
aldrin	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	
dieldrin	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	
endrin	mg/kg TS	<0.0050	<0.0050	<0.0050	
isodrin	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	
summa aldrin,dieldrin,endrin,isodrin	mg/kg TS	<0.0050	<0.0050	<0.0050	
telodrin	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	
heptaklor	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	
cis-heptakloreoxid	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	
trans-heptakloreoxid	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	
o,p'-DDT	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	
p,p'-DDT	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	
p,p'-DDD	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	
p,p'-DDE	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	
DDT, summa	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,001
alfa-endosulfan	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	
hexaklorbutadien	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	0,493
alaklor	mg/kg TS	<0.00090	<0.00090	<0.00090	
trifluralin	mg/kg TS	<0.0010	<0.0010	<0.0010	
triklorbensener, summa	mg/kg TS	<0.015	<0.015	<0.015	
dikofol	mg/kg TS	<0.030	<0.030	<0.030	
PCB 28	mg/kg TS	0,00043	0,00034	0,00039	
PCB 52	mg/kg TS	0,00057	0,00068	0,00082	
PCB 101	mg/kg TS	0,0014	0,0014	0,0023	
PCB 118	mg/kg TS	0,001	0,0014	0,0014	
PCB 138	mg/kg TS	0,0017	0,0017	0,002	
PCB 153	mg/kg TS	0,002	0,0022	0,0022	
PCB 180	mg/kg TS	0,0014	0,0014	0,0012	
PCB, summa 7	mg/kg TS	0,0085	0,0091	0,01	0,004

		Norrviken			Gränsvärde
		Norra	Centrala	Södra	
diBDE	µg/kg TS	<5.0	<5.0	<5.0	
triBDE	µg/kg TS	<5.0	<5.0	<5.0	
BDE 28	µg/kg TS	<0.50	<0.50	<0.50	
tetraBDE	µg/kg TS	<5.0	<5.0	<5.0	
BDE 47	µg/kg TS	<0.50	<0.50	<0.50	
pentaBDE	µg/kg TS	<5.0	<5.0	<5.0	
BDE 99	µg/kg TS	<0.50	<0.50	<0.50	
BDE 100	µg/kg TS	<0.50	<0.50	<0.50	
hexaBDE	µg/kg TS	<5.0	<5.0	<5.0	
heptaBDE	µg/kg TS	<7.5	<7.5	<7.5	
oktaBDE	µg/kg TS	<10	<10	<10	
nonaBDE	µg/kg TS	<25	<25	<25	
dekaBDE	µg/kg TS	<25	<25	<25	
BDE 153	µg/kg TS	<1.0	<1.0	<1.0	
BDE 154	µg/kg TS	<0.50	<0.50	<0.50	
BDE 197	µg/kg TS	<0.50	<0.50	<0.50	
PBDE (sum 28,47,99,100,153,154)	µg/kg TS	<2	<2	<2	1550
hexabromcyklododekan(HBCD)	µg/kg TS	<50	<50	<50	
4-tert-oktylfenol	mg/kg TS	<0.0030	<0.0010	<0.0020	0,034
4-tert-OF-monoetoxylat	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	
4-tert-OF-dietoxylat	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010	
4-nonylfenoler (tekn blandning)	mg/kg TS	<0.020	<0.030	<0.070	0,18
4-n-nonylfenol	mg/kg TS	<0.0030	<0.0020	<0.0030	0,18
4-NF-monoetoxylat	mg/kg TS	<0.10	<0.10	<0.10	
4-NF-dietoxylat	mg/kg TS	<0.10	<0.10	<0.10	
4-NF ekvivalenter, summa	mgNFekv/kg TS	<0.0870	<0.0920	<0.112	
PFOS perfluoroktansulfonat	µg/kg TS	<10	<10	<10	
PFOA perfluoroktansyra	µg/kg TS	<10	<10	<10	
TOC	% av TS	9,6	8,1	7,4	
glödförlust	% av TS	20,2	17,5	19,8	