Biosfärområde Kristianstads Vattenrike

Vattenriket i fokus 2025:06

Fredriksdalsvikens pilotanläggning

Först i landet att minska järn och aluminium i vatten från invallad jordbruksmark

Patrik Olofsson

Titel: Fredriksdalsvikens pilotanläggning
Utgiven av: Biosfärkontoret Kristianstads Vattenrike
Författare: Patrik Olofsson
Copyright: Biosfärkontoret Kristianstads Vattenrike
Upplaga: 60 ex och pdf-version på vattenriket.kristianstad.se
Rapportserie: Rapportserien Vattenriket i fokus: 2025:06
ISSN: 1653-9338
Layout: Författaren
Foton: Patrik Olofsson där ingen annan anges

Innehåll

Förord ... 5
Inledning ... 6
”Ockralagen” och åtgärder i Danmark ... 7
Järnproblematik i Danmark och kartläggning av sura jordar ... 7
Ockralagen ... 7
Åtgärder – ockradammarnas utformning och funktion ... 8
Resultat och erfarenheter i Danmark ... 9
Slutsatser utifrån danska erfarenheter: ... 9
Kristianstads Vattenrike – invallningar och utfällningar av järn och aluminium ... 10
Historik, markanvändning och dränering ... 10
Sommarhögvattnet 2007 och dess effekter ... 12
Kunskapsinhämtning, provtagning och studiebesök ... 15
Provtagning vid Fredriksdalsviken – rapport 2018 ... 16
Forskning vid Linnéuniversitet 2020–2023 ... 17
Invallningsföretaget Fredriksdal-Torseke och planerade åtgärder ... 18
Samarbetsprojekt, organisation och åtgärdsplanering ... 18
Arbetsgrupp ... 18
Referensgrupp ... 18
Invallningen: Historik och karaktär ... 21
Fakta – dikningsföretaget Fredriksdal-Torseke ... 22
Pilotanläggningen i Fredriksdalsviken 2023–2025 ... 25
Syfte och målsättning ... 25
Tidsplan ... 25
Pilotanläggningens utformning och principer ... 26
Pilotanläggningen byggs ... 27
Uppföljning ... 33
Kandidatuppsats från Högskolan Kristianstad ... 34
Masteruppsats från Lunds universitet ... 38
Referenser ... 44
Bilaga 1. Referat av rapporten ”Järn- och aluminiumurlakningar från invallningar – en litteraturstudie” av Kajsa Åbjörnsson och Marika Stenberg (Åbjörnsson & Stenberg 2017) ... 45
Sulfidjordar, sura sulfatjordar och hur de bildas ... 45
Mänsklig påverkan på sura sulfatjordar ... 46
Effekter av metall- och svavelurlakning i vatten och på land ... 48
Lågt pH och lösta metalljoner ... 49

Effekter av löst järn 50
Effekter av löst aluminium 50
Utfällningar av metallhydroxider i vatten 51
Effekter i landmiljöer 51
Problemjordar och klimatförändringar 52
Identifiera problemjordar 52
Klimatförändringar och effekter på järn- och aluminiumurlakning från invallningar 53
Åtgärder för att minimera urlakning från invallningar och dränerad åkermark 54
Återvätning av mark och återskapade av våtmarker 54
Reglerbar dränering 55
Kalkning 55

Förord

Det är högsommar år 3012 före Kristus. Kristianstadsslätten ända upp till moränen vid Torsebro täcks av det grunda Littorinahavet. Vattnet är varmt, salt och extremt näringsrikt. Kraftiga algblomningar är vanliga och stora mängder sediment skapas och faller ner till botten. Vid botten är det helt syrefritt och inget liv existerar. I det djupa sedimentet lagras stora mängder organiskt material, metaller, svavel och allehanda kemiska föreningar.

Nästa milstolpe i slättlandskapet är hösten 1745 när bönders flitiga grävande av diken möter det extrema högvattnet från havet en kulen vinterdag. Resultatet är Gropahålet som därefter blir Helge ås utlopp i Östersjön. Åns nya lopp innebär att vattnet i hela regionen sänks med 60–80 centimeter över en natt. Nya marker dyker upp ur vattnet och odlingsmarker skapas från Torsebro till havet. Ett bördigt och intensivt jordbrukslandskap ser ljuset.

Under 1800-talet sker en snabb ökning av Sveriges befolkning vilket medför stor efterfrågan på mat. Alternativet till att emigrera är att skapa mer odlingsmark. Våtmarker dikas, sjöar sänks och sten sprängs. Marker som inte går att odla görs till slåttermarker där gräs skördas.

I mitten av 1900-talet, när grävmaskiner utvecklas och elektrifiering blir allmän, anläggs många invallningar där vattennivån under odlingsmarken är lägre än en intilliggande å eller sjö. För att dränera åkermarken installeras pumpar vars uppgift är att hålla marken lagom fuktig för effektiv odling. Den bördiga åkermarken här är stenfri och näringsrik med hög mullhalt men väldigt sur.

Med pumpningen följer att syre förs ner i markprofilen. Den sura jorden skapar svavelsyra som fäller ut metaller, mestadels järn och aluminium. De följer med det uppumpade vattnet som så småningom når och skadar det intilliggande vattendraget.

Vattnet från många av Kristianstadsslättens invallningar når Helge å med kända och betydande skador.

Som ett led i att minska detta anläggs landets första våtmarksanläggning för att rena vatten från järn och aluminium, just där Fredriksdalsvikens invallningsföretag pumpar upp vatten. I föreliggande rapport kan vi följa hela förloppet från sommardagen för 5 037 år sedan till det uppumpade vattnets skador på miljön. Rapporten visar också hur anläggningen kom till, dess konstruktion, funktion samt framtid.

Sist sammanfattar vi två helt färska studier från Lunds universitet respektive Högskolan Kristianstad som visar anläggningens funktion från start över den första vintern.

Som biosfärområde har vi i uppdrag från Unesco att vara ett modellområde för hållbar utveckling. Det handlar om att ta fram goda exempel och testa nya metoder. Pilotanläggningen vid Fredriksdalsviken är ett viktigt bidrag till detta arbete.

Per Torstensson
Limnolog
Biosfärkontoret Kristianstads Vattenrike

Inledning

Problem med utfällningar av järn och aluminium i anslutning till invallningar i Kristianstads Vattenrike har aktualiserats under senare tid, inte minst efter sommaröversvämningen 2007 då mycket omfattande järnutfällningar noterades på strandängarna längs den nedre delen av Helge å.

I Danmark, som har ett intensivt jordbruk och liknande topografi som i Skåne, är järnutfällningar från invallade marker ett känt problem sedan mer än 30 år tillbaka. Redan 1985 kom den så kallade ”okkerloven” (ockralagen). Lagen tillåter inte dränering i områden som har pekats ut som riskområden utan dispens och krav på motåtgärder som hindrar läckage av järn till vattendrag. I Sverige finns inte dessa krav. Vi saknar även lagstiftning eller ett nationellt handlingsprogram för att arbeta med problematiken kring sura sulfatjordar.

Denna rapport tar upp problematiken ur ett allmänt perspektiv med en kunskapssammanställning (bilaga 1) som helt bygger på rapporten ”Järn- och aluminiumurlakningar från invallningar – en litteraturstudie” som gjordes av Kajsa Åbjörnsson och Marika Stenberg (Ekoll AB) på uppdrag av Länsstyrelsen Skåne (Åbjörnsson & Stenberg 2017). Rapporten tar även upp erfarenheter från Danmark, förutsättningar och situationen i Kristianstads Vattenrike och det samarbetsprojekt och åtgärdsarbete som bland annat bidragit till att landets första pilotanläggning för rening av förorenat vatten nu har byggts i området. Slutligen presenteras resultat från de första uppföljande studierna av pilotanläggningens funktion.

”Ockralagen” och åtgärder i Danmark

Järnproblematik i Danmark och kartläggning av sura jordar

I Danmark är problematiken med utfällt järn i vattendrag ett välkänt fenomen sedan flera decennier tillbaka. Särskilt problematiskt är det i de delar av västra Jylland som varit havsbotten och/eller inte varit istäckta under senaste istiden. Dessa marker är som regel även kalkfattiga. I många av vattendragen i västra och sydvästra Jylland är ockra och löst järn ett betydande hinder för förekomsten av ett varierat djur- och växtliv och därmed begränsning för att uppnå god ekologisk kvalitet. Följande effekter av utfällt järn har noterats i danska studier:

• Påverkar ryggradslösa djur redan vid en järnhalt på 100 mikrogram/l.
• Förstör bottensedimenten och gör botten otillgänglig för ryggradslösa djur.
• Täcker botten och hindrar syre från att tränga in i sedimenten vilket förstör laxfiskars lekförhållanden.
• Påverkar vegetationen negativt.
• Vuxna öringar ändrar sitt födosök till flytande insekter på ytan i stället för bottenlevande byten.
• Glesa och småväxta öringbestånd i ockrafyllda vattendrag.

Liksom i Sverige har stora arealer i Danmark torrlagts genom reglerings- och avvattningsprojekt under de senaste seklerna. För att kartlägga de marker där risken för utfällningar är störst gjorde det danska jordbruksdepartementets dåvarande landdatakontor en markkartering under perioden 1981–1984.

Kartläggningen genomfördes i alla låglänta områden på Jylland där man av erfarenhet visste att ockraproblemen var som störst. Totalt utfördes närmare 8000 profilborrningar på ett djup 1,25–2,5 m och cirka 15 000 jordprover analyserades. Jordprovernas pH-värde mättes före och efter syresättning. Om jordprovet blev kraftigt försurat under syresättningen, och pH-värdet föll under 3 karakteriserades jorden som ”ockrapotentiell”. Utifrån kartläggningen delades Jyllands låglandsområden in i fyra klasser efter hur stor andel av jordproverna som var ockrapotentiella. Totalt bedömdes cirka 10% av Jyllands yta (ca. 3000 km^2) vara ockrapotentiell, områden där undersökningar och eventuellt även åtgärder måste göras före grundvattensänkningar.

Ockralagen

Mot bakgrund av den omfattande kartläggningen av ockrajordar och för att åtgärda och förhindra nya problem med järnutfällningar i vattendrag instiftades 1985 ”Okkerloven” (Ockralagen). Den syftar till att förebygga och bekämpa järnutfällningar i vattendrag, sjöar och hav. I arbetet efter lagens införande har man i Danmark gjort undersökningar för att kunna peka ut riskområden, tagit fram föreskrifter för rensning av ockrabelastade vattendrag, undersökt effekter av järnutfällningar, tagit fram informationsmaterial och en ”verktygslåda” med förslag på åtgärder samt utvärderat de åtgärder som är gjorda för att minska järnutfällningarna.

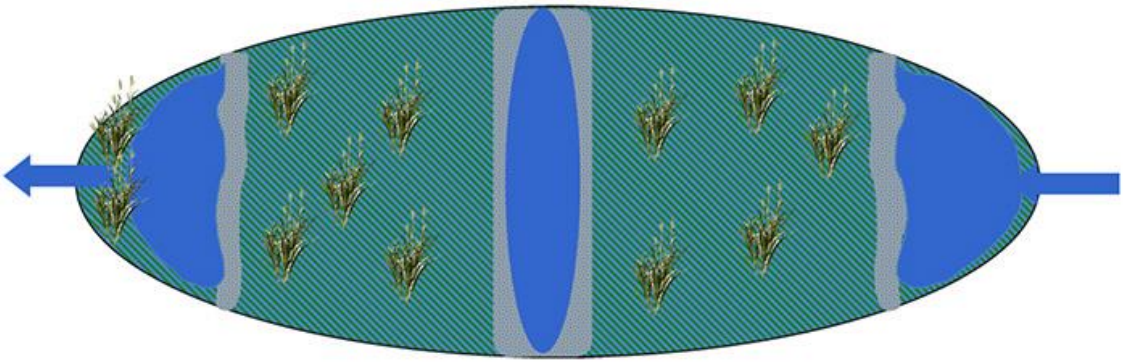
Enligt ”Ockralagen” får man inte utan tillstånd dränera i särskilt utpekade områden där det finns stor risk för järnutfällningar. Vid tillståndsansökan måste förundersökningar göras. Om tillstånd ges kan detta beläggas med villkor om att en ockraanläggning måste uppföras. Det finns vägledning med gränsvärden för löst tvåvärt järn (Fe^{2+}) som används i tillståndsprocessen för varje specifikt fall. I ”Ockralagen” står också att man ska kunna söka stöd för åtgärder som syftar till att minska risken för järnutfällningar från dränerade områden.

Åtgärder – ockradammarnas utformning och funktion

En åtgärd för att förhindra järnutfällningar är att anlägga dammar eller våtmarker där järnet kan fällas ut. Principen är att det järnrika vattnet från exempelvis en invallning leds in i en damm där vattnet syresätts, järnet oxiderar och fäller ut.

I Danmark, framför allt i västra och södra Jylland, har mer än 100 så kallade ockradammar anlagts för att fälla ut järn. Dammarna har utformats på en mängd olika sätt. De enklaste modellerna är små dammar där de utfällda järnhydroxiderna sedimenterar. Det krävs dock bra syreförhållanden för oxidering av järn och att vattnet inte är för surt (måste vara >pH 4). Det är bäst att anlägga våtmarkerna så nära källan som möjligt för att förhindra att fritt järn och järnutfällningar når längre ner i vattensystemet.

Vid en utvärdering av ockradammarnas effektivitet i Danmark har man sett att de bästa fungerande våtmarkerna är större anläggningar där det genomströmmande vattnet har lång uppehållstid. Anläggningarna bör vara grunda med mycket vegetation och med omväxlande djupare partier där järnutfällningarna kan sedimentera. Dessutom utformas våtmarkerna med tvärgående sektioner som ser till att vattnet fördelas jämnt över hela ytan i syfte att öka uppehållstiden (figur 1).



Figur 1. Järnutfällningsdamm med omväxlande djup och grunda partier. De grunda partierna bör ha mycket växtlighet. Dessutom ska det finnas grundare partier med exempelvis sten för att lufta och fördela vattnet jämt över dammytan.

Oavsett om det gäller små eller stora anläggningar så måste de sedimenterade järnutfällningarna rensas bort ungefär vart femte år. Det finns flera studier som visar på potentialen att använda järnhydroxider för att rena fosfor från avloppsvatten. Genom att lösa upp järnutfällningarna med saltsyra binder järnet i stället till fosfor.

Hur bra en anläggning fungerar och hur effektivt järnet fälls ut beror på en rad olika faktorer som kan vara svåra att kontrollera såsom pH och järnhalt i inloppsvattnet, syrenivå, vegetationstäckning, järnoxiderade bakterier på vegetationen och vattnets vistelselängd. Över tid kan flödet genom anläggningen även kanaliseras så att vattnets uppehållstid förkortas och reningen blir mindre effektiv. I vissa fall kan pH i inloppsvattnet vara så pass lågt att det är svårt att få järnet att fälla ut trots att man anlagt på bästa sätt. Man kan då välja att ”förorena” en bit uppströms utfällningsdammarna så att pH hinner stiga så att en del av järnet oxideras redan innan vattnet når ockradammen.

Resultat och erfarenheter i Danmark

Även om data är begränsad vad gäller anläggningarnas effektivitet så finns det med över hundra byggda ockraanläggningar en del erfarenheter och resultat som visar hur väl anläggningarna fungerar.

En slutsats av anläggningarna är att det är stor skillnad på effektiviteten mellan sommar och vinter. I exemplet nedan från en anläggning vid Byn (Lemvig kommun) framgår att järnkoncentrationen kan variera extremt mycket över tid och reningseffekten kan variera från 0–97% med en medeleffekt på cirka 50% över två år.

Ett annat exempel är en anläggning vid Abild å som under den studerade perioden på tre år har tagit bort cirka 80% av det järn som tillförts anläggningen. Genomsnittlig rensningseffekt på 74% totaljärn och 83% filtrerat järn. Sammanlagt har anläggningen årligen hindrat 15 ton järn att nå ut i vattendragen av de 21,5 ton som årligen tillförts anläggningen.

Slutsatser utifrån danska erfarenheter:

- Reningseffekten för sommar är 50–90%, vinter 20–50%.
- Variation av pH i en anläggning ger variation i reningseffekt.
- Vid pH lägre än 6 ger anläggningarna ringa reningseffekt.
- Ju större vegetationstäckning i anläggningen desto bättre reningseffekt.
- Kanalbildning i anläggningen reducerar effektiviteten.
- Otillräckligt underhåll av anläggningar är anledning till dåliga resultat i flera fall.
- Anläggningens dimensionering är mycket viktig.
- Slam och sandfångst ska ha kapacitet och ska tömmas vid behov.
- Grunda vegetationstäckta sedimentationsanläggningar (s k LGS-anläggningar) verkar vara den bästa modellen för att ta bort ockra.

Kristianstads Vattenrike – invallningar och utfällningar av järn och aluminium

Historik, markanvändning och dränering

Helge å är Skånes största å. Den cirka 20 mil långa ån har sina källor i ett par små sjöar öster om Älmhult i södra Småland. De nedersta 3,5 milen går genom Kristianstad kommun. Från urbergsbyden och forsarna vid Torsebro rinner ån den sista biten vidare ut på den flacka Kristianstadsslätten. Området är mycket låglänt och trots att Kristianstad ligger närmare 20 km uppströms åmynningen i havet så ligger staden nära havets nivå. Längs de nedre delarna av Helge å finns även landets största inlandsstrandängar på cirka 1600 hektar, marker som årligen hävdas genom bete och slåtter.

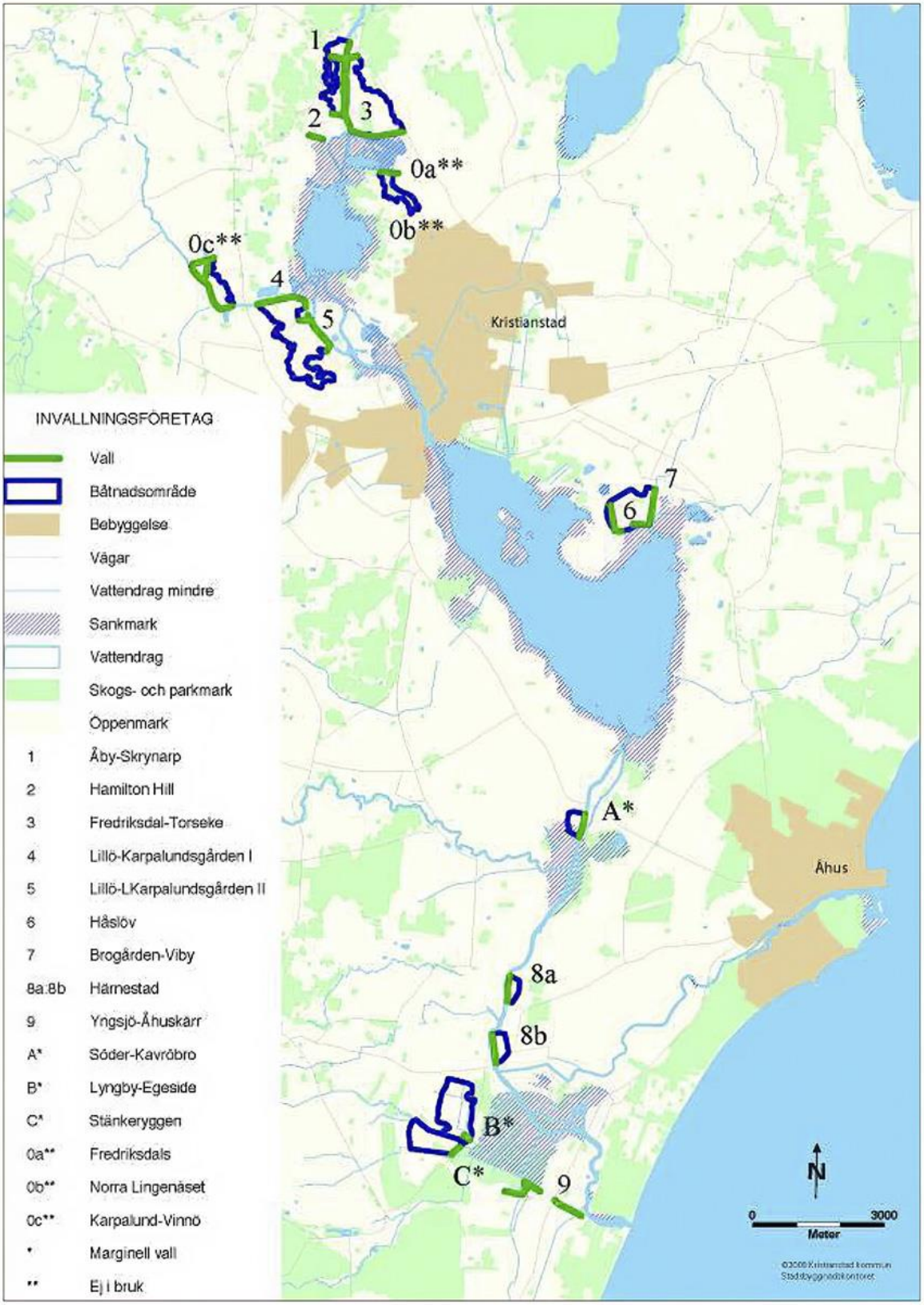
Helge å har en mycket varierad vattenföring och vattenståndet mätt i Kristianstad kan variera med 2,5 meter där rekordhöga vattenstånd på över två meter noterats vid flera tillfällen. Vattenföringen varierar mycket. Vid Torsebro är lågvattenföringen i medeltal 5 m^3/s och högvattenföringen 136 m^3/s. Medelvattenföringen är 36 m^3/s.

Avrinningsområdet till Helgeås huvudfåra nedströms Torsebro är relativt litet och består till stor del av åkermark. Det gör åns vatten förhållandevis näringsrikt och Helge å är klassad som en näringsrik å med en fosforhalt på 25–50 mikrogram/liter. Tillflödet till ån består av ett stort antal mindre åar varav tre av dem, Vinne å, Råbelövskanalen och Forsakarsbäcken, bedöms som mycket näringsrika.

Under många århundraden översvämmades det flacka landskapet som omger de nedre delarna av Helge å. Vid de återkommande översvämningarna avsattes näringsrikt material som togs till vara genom slåtter eller bete. Redan under 1700-talet genomfördes dräneringar och invallningar i de nedre delarna av Helgeåsystemet och Hammarsjön vilket ökade odlingsarealen samtidigt som en del av slåtter- och betesmarkerna omvandlades till åkermark. Dräneringsverksamhet på 1700-talet ledde även fram till att Helge å fann ett nytt utlopp vid Gropahålet, söder om Yngsjö, våren 1775.

Under 1800-talet växte befolkningen kraftigt i Sverige vilket ökade kraven på jordbruksmark i regionen. På 1860-talet dränerades därför Nosabyviken, ett område på över 1500 hektar, som i dagsläget till stor del består av tät bebyggelse i direkt anslutning till Kristianstad.

Ytterligare stora arealer slåtter- och betesmark togs i anspråk. En del torv- och mossmark avvattnades men fortfarande var den undermåliga dräneringen ett stort problem. Under slutet på 1800-talet och fram till mitten på 1900-talet genomfördes därför många utdikningar, kanaliseringar och invallningar längs den nedre delen av Helge å för att utöka och skydda den produktiva åkerarealen. Invallningarna kombinerades med att dräneringsvattnet pumpades bort (figur 2).



Figur 2. Invallningsföretag i Kristianstads Vattenrike (Berglund 2008).

Sommarhögvattnet 2007 och dess effekter

I samband med årliga flygfotograferingar vid inventering av grågäss, med start 2004, noterades under de efterföljande åren mycket kraftiga järnutfällningar, framför allt i anslutning till invallningen vid Fredriksdalsviken, strax norr om Araslövssjön.

Kraftiga utfällningar av järn vid utloppet av invallningen vid Fredriksdal.

Området vid utloppet söder om invallningen i maj 2005.

Efter stora nederbördsmängder under juni och juli 2007 steg vattenståndet kraftigt. Den 11 juli uppmättes vid Kanalhuset i Kristianstad +1,76 m ö h vilket generellt är ett mycket högt vattenstånd men sommartid extremt ovanligt. Vattenmassorna dröjde sig kvar under hela juli och på fler håll fick betesdjuren flyttas till torrare marker. Redan i augusti samma år noterades en gråröd beläggning på strandängarna och inte minst på de slåttervallar som skulle skördas. Misstankarna riktades främst mot humus från Småland. Beläggningen gjorde ängsgräset odugligt som hö och stora arealer slåttervall förblev obrukade denna sommar.

I samband med att strandängarna torkade upp våren 2008 konstaterade Biosfärkontoret mycket omfattande järnutfällningar på strandängarna längs den nedre delen av Helge å. Stora arealer såg till synes döda ut med tydligt markerade gråröda zoner av slam ute på de annars gröna spirande strandängarna. Strandängarna tar vid översvämningssituationer, direkt eller via transport i Helge å, emot dräneringsvatten från invallningar längs ån innan vattnet rinner vidare ut i Hanöbukten. Då invallningspumparna gick för högtryck under sommarhögvattnet 2007 väcktes frågan om det kunde vara de lokala invallningarna uppströms som var orsaken till utfällningarna. Missfärgningen på strandängarna återkom i flera år efter översvämningen 2007 och gräsväxten var under flera år mycket mager.

Markprovtagning på Håslövs ängar och Viby äng hösten 2014 visade på höga järnhalter och låga fosforhalter. De områden som inte var helt ”döda” och täckta av järnslam hade en mycket hämmad grästillväxt. För den redan sviktande vadarpopulationen på Vattenrikets strandängar innebar järnslammet dels minskad grästillväxt med sämre skydd för ägg och ungar, dels sämre födounderlag för fåglarna (färre evertebrater).

Avlagringar av järnslam på Isternäsets strandängar, maj 2008.

Exakt i vilken utsträckning som järnslammet på strandängarna påverkat populationsutvecklingen för strandängsvadare är okänt. Studier efter 2007 visade dock att vadarna tycktes undvika de påverkade områdena både vad gäller födosök och boplacering. Många strandängsvadare hade börjat minska redan i slutet av 1990-talet och tillbakagången fortsatte årligen efter 2007 ända fram till bottenåret 2012 varefter en viss återhämtning har skett för karaktärsarter som tofsvipa och rödbena.

Även observationer ute i Vattenrikets slättsjöar visade på mycket kraftig brungrumlighet och beläggning på submersvegetationen. Den ökade brunifieringen av våra vattendrag var tidigare känd men kunde det även vara så att järnet bidrog till fågelfaunans kraftiga tillbakagång i Hammarsjön och Araslövssjön där förhållandevis vanliga fågelarter som skäggdopping, sothöna och knölsvan i princip helt försvunnit sedan de regelbundna inventeringarna 1978.

Avlagringar av järnslam på Håslövs ängar i maj 2008.

Kunskapsinhämtning, provtagning och studiebesök

Järn- och aluminiumutfällningar från dränerade torvjordar och invallningar var i Sverige relativt okänt och det saknades mycket kunskap. För att öka kunskapen och göra provtagningar söktes 2015 medel från Naturvårdsverket. Totalt erhölls 400 000 kronor för projektet ”Järn- och aluminiumurlakning från invallningar och dränering på torvjordar” för att under 2016–2017 öka kunskapen om:

• processer som orsakar järn- och aluminiumurlakning från invallningar på torvjordar.
• hur järn – och aluminiumurlakningar påverkar växt- och djurliv i påverkade områden.
• hur processerna för järn- och aluminiumurlakning och påverkan på växt- och djurliv kan komma att förändras i ett förändrat klimat.
• åtgärdsförslag för att minska problemen i påverkade områden.

Projektet leddes av Länsstyrelsen Skåne, Kristianstads Vattenrike, konsult Ekoll AB, Lunds universitet, SLU, SGU, Naturvårdsverket och DHI (Danmark).

Projektet innehöll en rad seminarier och undersökningar i Kristianstads Vattenrike för att öka kunskapen om läckage av järn och aluminium från sura sulfatjordar. Efterföljande rapportering innehöll även en litteraturstudie och inhämtning av danska erfarenheter. Dessutom initierades en provtagning av järn i tre områden i Skåne, varav ett provområde låg i Kristianstads Vattenrike (invallningsföretaget Fredriksdal-Torseke). Vidare skulle ett klimatscenario samt förslag på åtgärder tas fram. En slutkonferens för projektet hölls i november 2017.

I september 2022 genomfördes en sedan länge planerad studieresa till Danmark (uppskjuten på grund av pandemin) till Ringköbing och Skjerns kommuner, för att ta del av deras erfarenheter och kunskaper. Det är bland annat erfarenheter från denna studieresa som kom att ligga till grund för det pilotprojekt som senare skulle förverkligas.

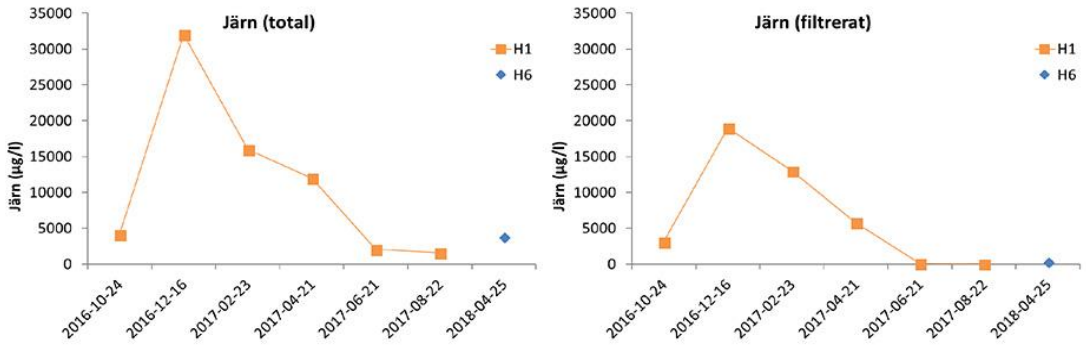
Hans Cronert, dåvarande naturvårdsförvaltare på Biosfärkontoret, berättar om järnproblematiken för SVT.

Provtagning vid Fredriksdalsviken – rapport 2018

Provtagningar av mark och vatten gjorda 2016–2017 vid utloppet till invallningsföretaget Fredriksdal-Torseke visade på kraftigt förhöjda halter av järn men också toxiska halter av aluminium uppmättes i det ytliga jordlagret inom flera strandängsområden i Vattenriket (Åbjörnsson, Stenberg & Sohlenius, 2018).

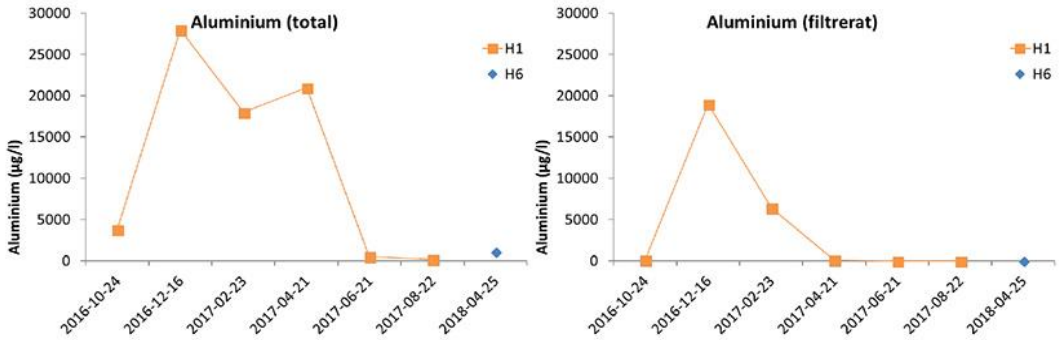
Då det inte finns några bedömningsgrunder för järn och aluminium i Sverige och Europa relaterades analysresultaten av järn och aluminium till de kanadensiska och amerikanska gränsvärdena. I Kanada är gränsvärdet för järn i sötvatten 300 mikrogram/l medan man i USA har satt gränsvärdet till 1000 mikrogram/l. USA har även ett gränsvärde för aluminium mellan pH 6,5–9 på 750 mikrogram/l för akut toxicitet och 87 mikrogram/l för kronisk toxicitet. Med kronisk toxicitet avses toxiska effekter med lång latenstid och/eller som kräver att substansen bioackumuleras. Vid akut toxicitet får man effekter efter engångsexponering.

Vid provtagningspunkten vid pumphuset, Fredriksdalsviken var halterna totaljärn extremt höga. Under december 2016 låg halterna 30 respektive 100 gånger högre än gränsvärdena i USA respektive Kanada. Medelhalten under vintermånaderna december-februari var 24 000 mikrogram/l och även detta värde var långt över gränsvärdena. De filtrerade järnhalterna var något lägre men under vintermånaderna extremt höga.



Figur 3. Uppmätta halter av järn (total) och järn (filtrerat) vid provtagning vid invallningen, Fredriksdalsviken, april 2018.

I diket vid pumpstationen uppmättes vid de fyra första provtagningstillfällena totalhalter av aluminium överstigande USA:s gränsvärde för akut toxicitet (figur 4). I december 2016 var halten över 30 gånger högre. Gränsvärdet för kronisk toxicitet överskreds vid samtliga provtagningstillfällen, så även i diket norr om pumpstationen vid det enda provtagningstillfället i april 2018.



Figur 4. Uppmätta halter av aluminium (total) och järn (filtrerat) vid provtagning vid invallningen, Fredriksdalsviken, april 2018.

Under vintermånaderna december 2016 och februari 2017 uppmättes ett pH på 5,1 vilket är ”mycket surt” enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. De första biologiska skadorna i sjöar och vattendrag sker redan vid ett pH-värde strax under 6,0. Nederbördsrika perioder som till exempel hösten ökar avrinningen från omgivande marker vilket resulterar i lägre pH och högre halt av metaller i vattenmiljöer kring sura sulfatjordar, vilket kan förklara de låga pH-värdena samt de höga järn- och aluminiumhalterna under vintermånaderna i denna studie.

Vid tre av provtagningstillfällena (oktober 2016, april & juni 2017) var vattnet enligt bedömningsgrunderna ”måttligt surt”. Endast vid ett provtagningstillfälle, i augusti 2017, var pH högre, 6,9, vilket motsvarar ett ”nära neutralt” vatten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. I diket uppströms pumpstationen (provtagningspunkt H6) var pH i vattnet 7,0 vid det enda provtagningstillfället i april 2018. Dock hade intilliggande åkermark kalkats i anslutning till provtagningstillfället vilket kan avspeglas i vattenkemin (Åbjörnsson, Stenberg, & Sohlenius, 2018).

Forskning vid Linnéuniversitet 2020–2023

Ett par studier relaterade till problematiken kring sura sulfatjordar har gjorts vid Linnéuniversitetet och resulterat i nyligen publicerade rön (Shahabi-Ghahfarokhi et al. 2022 och Nyman et al. 2023). Sedan 2020 har bland annat en mer landsomfattande studie av sura sulfajorden gjorts. Studien har primärt inte varit inriktad på den totala utbredningen av sur sulfatjord utan mer på sannolikheten att denna jordmån utvecklas i gyttjiga och postglaciala finkorniga sediment. Sannolikheten var stor i nordöstra Sverige (Västerbotten och Norrbotten) men nästan lika stor i sydöstra och södra Sverige (Kalmar, Blekinge, östra Skåne). Förekomsten av sur sulfatjord var lägre längs västkusten och i Mälardalen & angränsande områden. Kring Vänern var förekomsten lägst utan en enda identifierad aktiv sur sulfatjord (Nyman et al. 2023).

Ett annat resultat av denna forskning är att sur sulfatjord med de högsta svavelhalterna och lägsta pH finns i södra och sydöstra Sverige. Det betyder att medan sura sulfatjordar har den största utbredningen i norr så finns de mest aggressiva sulfatjordarna i södra och sydöstra Sverige. Dessa aggressiva jordar har nyligen resulterat i ett antal miljöproblem, fiskdöd i Lervik våtmark norr om Mönsterås, surstötar och metallbelastning i Tjuståsaån som mynnar i Emåns nedre lopp samt metallrika fällningar i Biosfärområde Kristianstads Vattenrike (Nyman et al. 2023).

Just Kristianstads Vattenrike pekas ut som extra problematiskt. Även om järn och aluminium är välkända biprodukter i områden med sura sulfatjordar så har transport och utfällning av dessa metaller här noterats på ett sätt och i en omfattning som inte har rapporterats från andra ställen i Sverige (Shahabi-Ghahfarokhi et al. 2022).

Invallningsföretaget Fredriksdal-Torseke och planerade åtgärder

Samarbetsprojekt, organisation och åtgärdsplanering

Utifrån erhållna erfarenheter vid studiebesöket i Danmark och provresultaten vid Fredriksdalsviken togs ett förslag fram enligt dansk modell för att för första gången i Sverige bygga en sedimentationsanläggning i anslutning till invallningsföretaget Fredriksdal-Torseke.

Området utgör med sin södra vall gräns mot Fredriksdalsvikens naturreservat, ett värdefullt område som även är utpekat som riksintresse för naturvård samt Natura 2000-område. Årligen pumpas vatten och slam från invallningen ut i våtmarkerna i Fredriksdalsvikens naturreservat. Utöver att det järnrika slammet har påverkan på våtmarksmiljön så gör koncentrationen av utpumpat vatten också att det kan bli svårare att få till en god beteshävd i reservatets yttre delar.

Projektet startades upp som ett samarbete mellan Ålakademin, Biosfärkontoret, Råbelöfs gods, Hushållningssällskapet Skåne, Länsstyrelsen Skåne och Högskolan Kristianstad. En arbetsgrupp och en referensgrupp etablerades. Ålakademin blev sammankallande för båda grupperna. Projektledare blev Per Torstensson, Biosfärkontoret.

Arbetsgrupp:
Krister Asplund (sammankallande), Ålakademin
Per Torstensson (projektledare), Biosfärkontoret
Erik Baekstedt, Råbelöfs gods
Carina Wettemark, Biosfärkontoret

Referensgrupp utgörs av arbetsgruppen samt:
Anders Hallengren, Länsstyrelsen Skåne
Henrik Djerf, Högskolan Kristianstad
Peter Malm, Hushållningssällskapet

Erik Baeksted från Råbelöfs gods berättar om invallningen vid Fredriksdalsviken, 25 januari 2023.

”Jag är via min utbildning och tid som lantbruksansvarig i Danmark van vid att förvalta diken- och arealer med ockraproblematik. Sedan 1930-talet har det varit en naturlig miljömässig insats i Danmark att vatten med denna karaktär går genom en sedimenteringsprocess för att säkra optimala betingelser för flora och fauna i recipienten. Det har varit en stor tillfredsställelse att kunna bidra med erfarenhet på området, och att Råbelöf Fideikommiss nu avsätter mark till Sveriges första processdamm för rent vatten i Helge å och Hammarsjön.”

Erik Baeksted, Råbelöfs gods

Arbetsgruppen sammanträder 25 januari 2023.

”För oss i Ålakademin är det lite av en dröm som går i uppfyllelse. Vi har arbetat aktivt för rent vatten i Hanöbukten i väldigt många år. Men som för de flesta ideella organisationer har vi fått nöja oss med att vara informatörer och opinionsbildare. Äntligen fick vi vara med och göra en praktisk insats för vår kära Hanöbukt.”

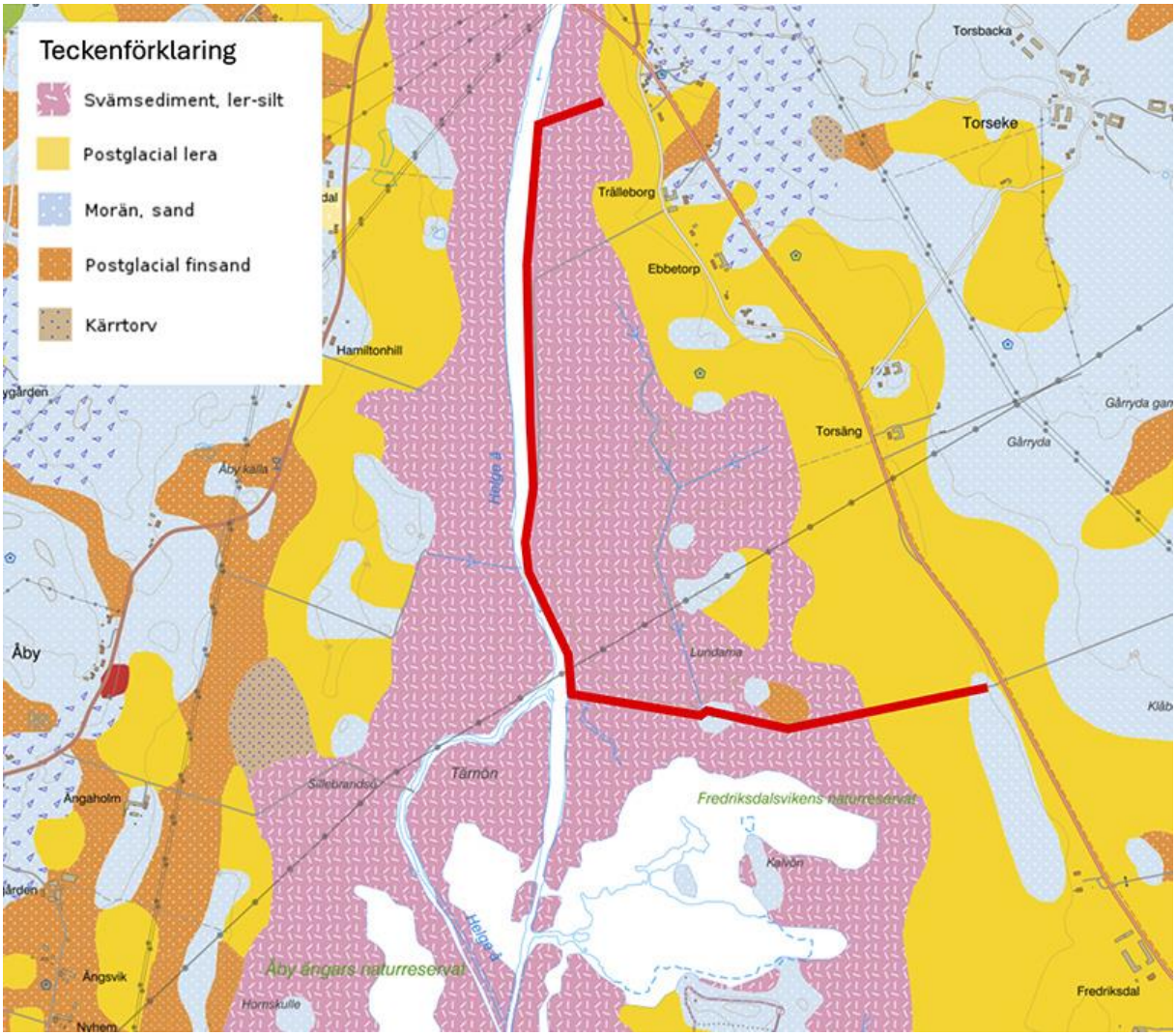
Krister Asplund, Ålakademin

”De senaste åren har gett oss betydande insikter om invallningarnas påverkan på miljön vid Fredriksdalsviken. Projektet har varit mycket intressant att följa från dess början, då det initialt fanns tvivel om förekomsten av sura sulfatjordar i Skåne så långt från kusten, till nu när motsatsen har fastställts. För närvarande utvärderar studenter från HKR järnfällningsanläggningen ”våtmark” utanför Fredriksdalsviken, och jag är övertygad om att vi kommer att ha anledning att genomföra fler studier av denna våtmark.”

Henric Djerf, Högskolan Kristianstad

Invallningen: Historik och karaktär

Ett av de områden som låg under vatten under Litorinatiden är Fredriksdalsviken. Det ingår i våtmarksområdet längs Helge å och var tidigare var en del av norra Araslövssjön. De flacka områdena längs denna del av Helge å har under mycket lång tid översvämmats av vatten från ån och efterlämnat ett näringsrikt slam på markerna.



Figur 5. Jordarter (enligt SGU) utmed Helge å norr om Araslövssjön. Invallningen Fredriksdal-Torseke markerad med röd linje.

Markerna utnyttjades främst för bete eller slåtter men efter omfattande utdikning och invallning, från slutet av 1800-talet till mitten av 1900-talet, har marken framför allt nyttjats som åkermark. För att effektivt kunna leda bort dräneringsvattnet och skydda åkermarken från översvämningar kombinerades den cirka tre km långa invallningen med en pumpstation. Idag används stora delar av området söder om invallningen som betesmark.

Fakta – dikningsföretaget Fredriksdal-Torseke

Tillkomst: Påbörjades 1950 och slutfördes 1960

Delägare: 9 st

Tidigare markanvändning: Ett stort område närmast Helge å bestod av sidvalls- och hårdvallsäng. En del av arealen bestod av åker.

Areal åker innan: ca 25 ha

Areal annan mark tidigare: 75 ha

Båtnadsområde: ca 100 ha

Avrinningsområde: ca 300 ha

Vallängd: 2 900 m

Vallstatus: Problem med sorkhål i vallen och buskage som försvårar underhållet. Dock ingen genomträngning hittills. Det krävs kontinuerlig tillsyn och underhåll av vallen och det har skett en påbyggnad de senaste åren.

Energi & ekonomi: Dagliga besiktningar av vallen under höga flöden krävs. Finns två pumpar; en på 30 000 l/min och en på 7 000 l/min. Driftskostnad ca 20 000 kr/år. Underhåll en driftsaxel 2007. En pump fick hyras till sep 2007 p g a slitage. Marksjunkning och dikesrensning gör att underhållskostnaderna väntas stiga.

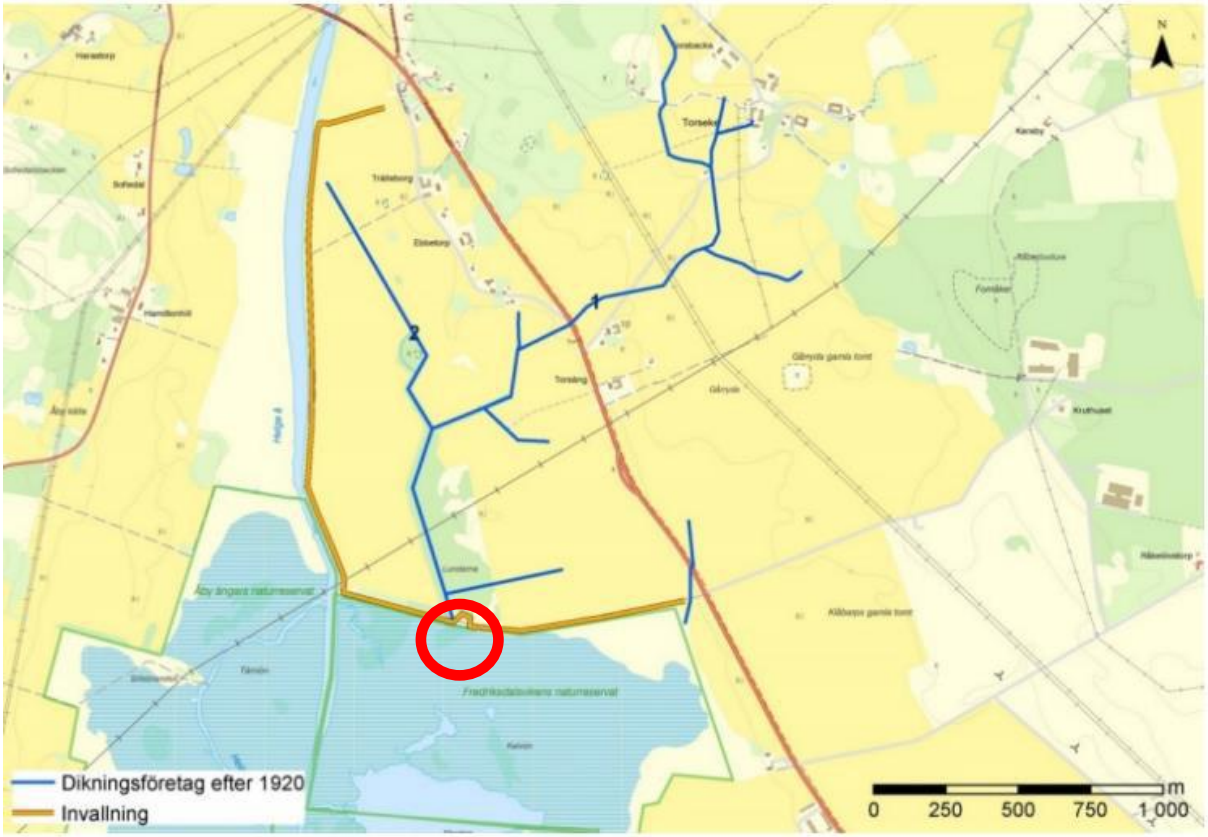
Jordart: Gyttjelera, under grovmo/finmo

Markstatus: lågt pH. Spannmål odlas, men höstgrödor problematiskt p g a utvintring (kalla jordar), sockerbetor och potatis odlades tidigare. Salix provas på två platser. Lättbrukade jordar men fastläggning av fosfor är ett problem. Kalkning är nödvändigt på en stor areal. Området är täckdikat.

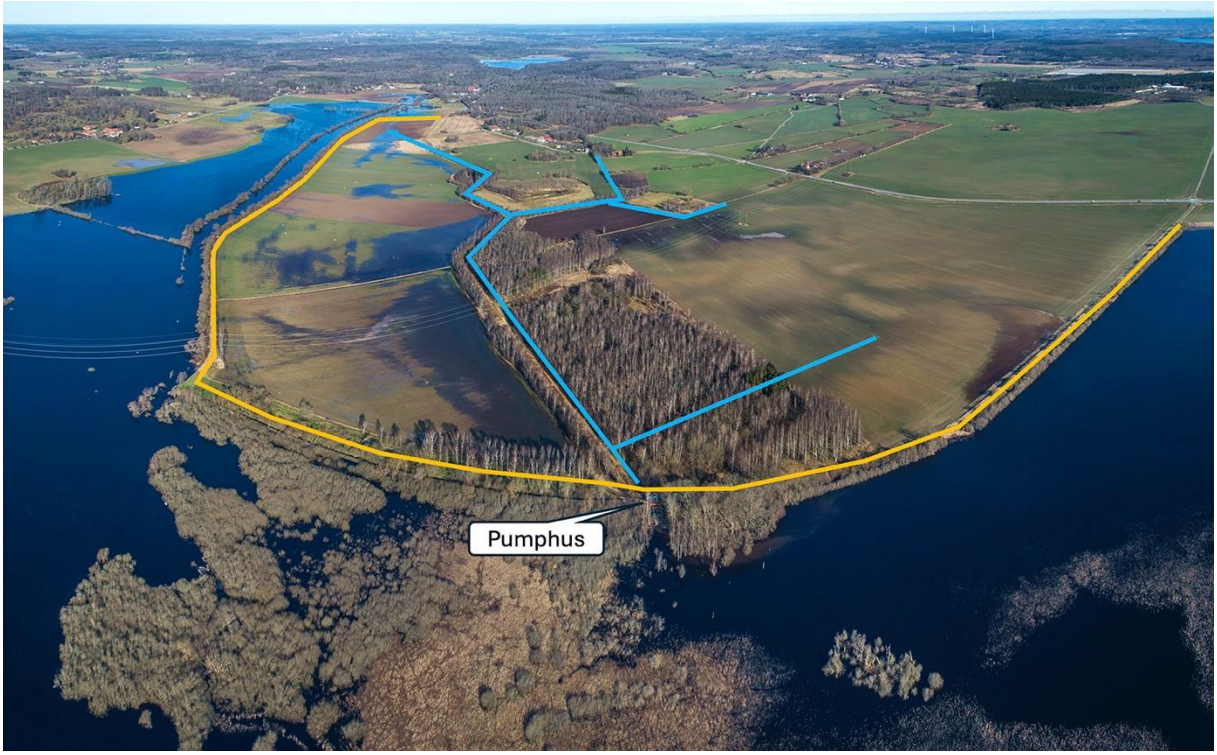
Marksjunkning: ca 50 cm

Övrigt: Råbelövs Gods AB sköter invallningsföretaget, bevattning användes tidigare vid potatisodling. Igenslamning av öppna diken är ett problem De relativt höga kostnaderna för att sköta vall och pump diskuterades, men också det problematiska med att lägga vissa områden under vatten.

Källa: Berglund 2008



Figur 6. Dikningsföretaget samt invallningen (orange linje) norr om Fredriksdalsviken. Röd ring markerar pilotanläggningens placering.



Invallningen (orange linje) vid Fredriksdal sedd från söder i samband med högvatten 2020.

Helge å och det invallade området vid Fredriksdal sett från norr i samband med högvatten i februari 2007.

Pilotanläggningen i Fredriksdalsviken 2023–2025

Syfte och målsättning

Namnet på projektet blev ”Pilotanläggning – våtmark för retention av järn och aluminium”. Projektet leds av Biosfärkontoret och är ett samarbete med Ålakedemin, Råbelöf AB, Länsstyrelsen Skåne, Högskolan Kristianstad och Hushållningssällskapet. Projektägare är Ålakedemin.

Huvudsyftet med projektet var att hitta metoder som kan reducera mängden järn och aluminium i det vatten som läcker ut från invallade områden. En pilotvåtmark projekterades till det invallade området av Fredriksdalsviken. Där sker stora utfällningar av järn och aluminium vilket påverkar de utpekade bevarandevärdena för Fredriksdalsvikens naturreservat och Natura 2000 klassade Araslövssjön men omgivningar. Dessutom påverkas vattenkvalitén i Helgeån med dess vattenlevande djur och växter.

Utvärdering av våtmarkens funktion kommer att påbörjas direkt efter att anläggningen grävts färdigt hösten 2024. Utifrån resultat från utvärderingar kommer eventuellt justeringar av pH och syresättning av inkommande vatten att behövas.

Målet är också att de metoder som utvecklas inom ramen för detta projekt ska kunna tillämpas på andra platser inom och utom biosfärområdet där det också förekommer läckage av metaller från sura sulfatjordar.

Det långsiktiga resultatet förväntas dessutom bli att förutsättningarna för den biologiska mångfalden i Fredriksdalsvikens naturreservat och Natura 2000-området Araslövssjöområdet förbättras. Dessutom ger den förbättrade vattenkvalitén bättre förutsättningar för ett rikt växt och djurliv i området.

Tidsplan

Vintern 2022–23: Fältbesök tillsammans med projektets olika aktörer. Möte med Länsstyrelsen i fält. Projektering påbörjad.

Våren – sommaren 2023: Projektering färdig och anmälan om vattenverksamhet inlämnad till Länsstyrelsen. Upphandling av entreprenad efter positivt besked från Länsstyrelsen.

Sommaren – hösten 2023: Schaktarbeten påbörjas i augusti men fick avbrytas p g a högvatten.

Vintern 2024: Grävning och transport till Fredriksdalsviken av uppgrävda kaveldunsrötter.

Våren 2024: Sökt och ändrat beslut gällande standskyddsdispens.

Sommaren 2024: Entreprenaden återupptas 1 juli. Våtmarken grävs och färdigställs i augusti.

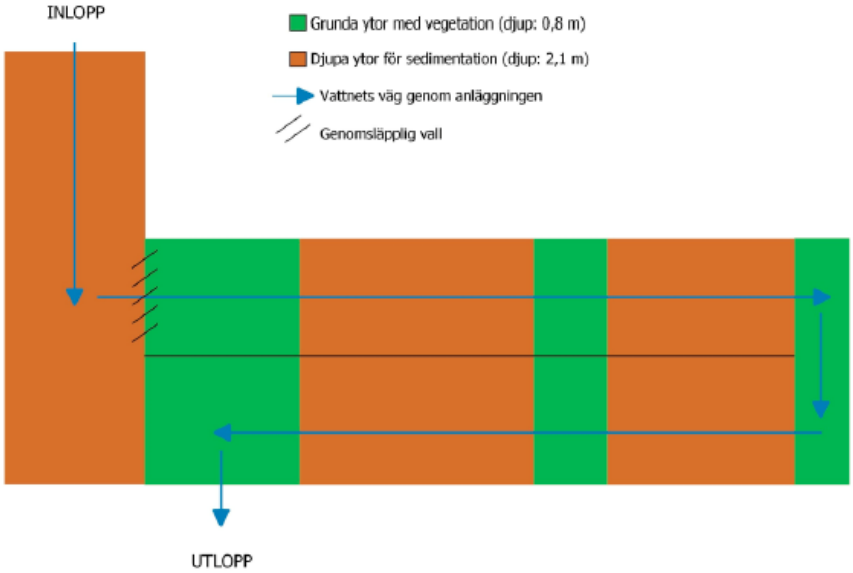
Vintern 2025: Uppföljning av våtmarkens funktion undersöks av studenter från Lund och HKR.

Effekten av våtmarksanläggningen kommer systematiskt att följas upp och utvärderas inom ramen för projektet. Kunskap om projektet och resultat kommer att spridas både nationellt och internationellt. Information kommer framför allt att förmedlas via Ålakademin och Kristianstads Vattenrikes digitala kanaler men även vid fältvandringar.

Pilotanläggningens utformning och principer

Utformningen av den föreslagna anläggningen baseras på kunskap från Danmark utifrån åtgärder som där gjorts på grund av den s.k. ”ockralagen”. Sedan lagen infördes i Danmark har undersökningar genomförts för att identifiera områden med hög risk, föreskrifter har tagits fram för rening av påverkade vattendrag och förslag på åtgärder har tagits fram. Dessutom har en utvärdering av använda åtgärder utförts.

Principen för pilotprojektet i Fredriksdalsviken är att det vatten som tidigare pumpades ut från invallningen, rakt ut i naturreservatets våtmarksområde, i stället ska ledas in och rinna igenom en anläggning där det förorenade vattnet passerar genom flera olika filtrerings- och sedimenteringsfällor med omväxlande grunda och djupa ytor, vegetationstäckta och mer öppna delar (figur 7).



Figur 7. Schematisk bild som visar vattnets väg genom den planerade våtmarksanläggningen och dess olika delar.

Anläggningen etableras med syftet att fälla ut järn som sedan sedimenteras. Fällningen av järn påverkas bland annat av vattnets uppehållstid och pH. Principen för metoden är att vattnets uppehållstid i anläggningen är tillräckligt lång för att det lösta järnet ska kunna oxideras och därmed fällas ut som sediment.

Avskiljningen av järn är mest effektiv i anläggningar som kombinerar djupare sektioner där utfällt järn sedimenterar med grundare sektioner där syresättning och utfällning av järn sker. Denna typ av anläggning kräver skötsel, exempelvis behöver de djupare sektionerna där järnet sedimenterar tömmas på sediment. Hur ofta det behövs varierar mellan anläggningar och beror på det ingående vattnets kemiska karaktär, anläggningens utformning och effektivitet.

Hastigheten för syresättning och oxidation är betydligt högre i anläggningar där de grunda delarna är bevuxna. Växtlighetens yta fungerar som katalysator för oxidationen. Detta gäller även under vinterhalvåret då växterna står med döda blad och stjälkar. Det är således själva ytan på växterna som är viktiga, inte vilken sorts växtlighet det är. Utfällningen av järn minskar vid lågt pH och höga koncentrationer av järn. pH bör vara över 6 och koncentrationen av tvåvärt järn (Fe^{2+}) under 15000–

20000 mikrogram/l för att anläggningen ska vara effektiv. För att anläggningarna ska fungera över huvud taget krävs att pH är högre än fyra.

För att försäkra sig om effektiv avskiljning av järn i anläggningen i Fredriksdalsviken kan det eventuellt bli fråga om en utblandning av det vatten som avvattnas från jordbruksmarken med sur sulfatjord. Detta vatten ska blandas med vatten som avvattnas från intilliggande åkermark om 100 ha. Detta vatten är inte försurat och avvattnas inte från en sur sulfatjord. Kristianstadslätten är känd för sin höga kalkhalt och förhoppningen är att pH och alkalinitet i detta vatten är tillräckligt högt för att se till att det blandade vattnet som leds till den planerade våtmarksanläggningen har tillräckligt högt pH för att utfällningen av järn ska vara effektiv.

Pilotanläggningen byggs

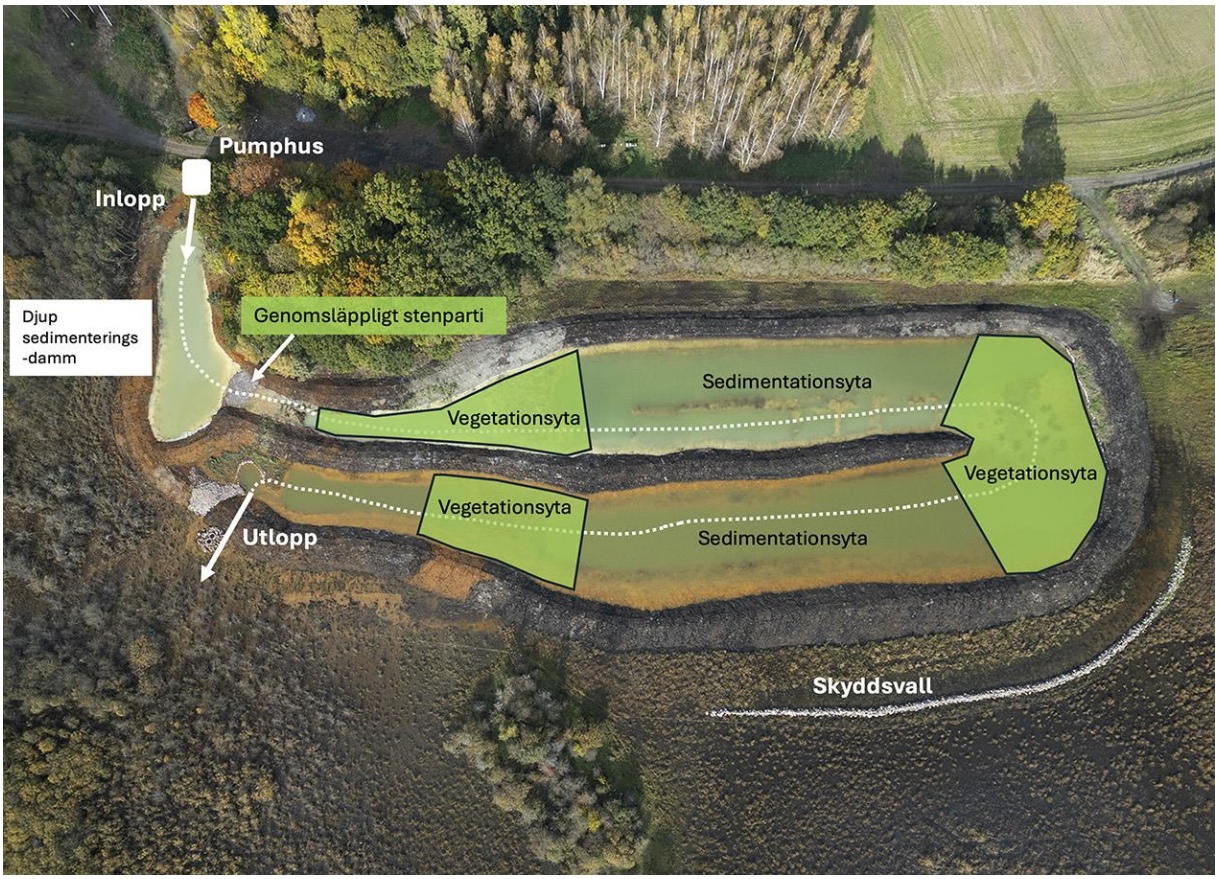
Det första spadtaget togs 1 augusti 2023. Ett högvatten en vecka senare som varade hela hösten stoppade dock arbetet och det dröjde tills 1 juli 2024 innan arbetet kom i gång igen och kunde slutföras i augusti 2024.

Grävarbetet har påbörjats i den norra delen av projektområdet. Foto: Per Torstensson.

Projektområdet sett från öster 3 juli 2024. Foto: Mattis Vindelman.

Projektområdet sett från söder 29 juli 2024. Den långa varierande vattenvägen med stenpartier, grunda och djupare delar framträder under arbetet. Foto: Mattis Vindelman.

Grunt stenparti där det förorenade vattnet oxideras och sprids ut.



Den färdiga anläggningen fotograferad 14 oktober med sedimenteringsdamm, grunda vegetationsytor och djupare partier markerade.

Det filtrerade vatten rinner igenom anläggningen från pumphuset och släpps ut i våtmarksområdet via två cementbrunnar. Stenpartiet i nedre högra delen av bilden är säkerhetsutloppet.

Projektledare Per Torstensson, Biosfärkontoret, vid den djupa sedimentationsdammen. Notera den kraftigt järnfärgade marken och mjölkig aluminiumutfällning i dammen. December 2024.

Utfällningar på det grunda stenpartiet i december 2024.

Det färdigställda pilotprojektet sett från väster 14 oktober 2024.

Pilotprojektet vid Fredriksdal 14 oktober 2024. Nuvarande invallning markerad med röd linje.

Uppföljning

Som en del av arbetet med att följa upp pilotprojektet har ett flertal studier gjorts.

I examensarbetet ”Förstudie till våtmarksanläggning – omhändertagande av järn från sur sulfatjord” av Filippa Kvist, Högskolan Kristianstad, studeras om att reningen av järn kommer vara effektiv i den planerade våtmarksanläggningen. För effektiv rening av järn i våtmarksanläggningen bör pH vara >6 och järnhalt under 15–20 mg/L i det ingående vattnet. För att uppnå detta planerar man att blanda det försurade metallrika vattnet från invallningen med vatten från en åkermark utan aktiv sur sulfatjord. Resultatet av förstudien visar att denna blandning kommer ha effekt men att pH och järnhalt varierar kraftigt över året och att studien därför bör göras om under vintermånaderna då pH är som lägst och järnhalt som högst.

Anläggningens förmåga att rena inkommande vatten från järn och aluminium har redan efter drygt ett halvår i drift varit föremål för två olika undersökningar. Det ena har utförts av Sofie Falinder och Malin Majoran som examensarbete på landskapsvetarprogrammet vid Högskolan Kristianstad. Den andra undersökningen är en masteruppsats i miljövetenskap från Lunds universitet av Erik Nilsson.

Hittills har tre studenter undersökt anläggningens förmåga att rena inkommande vatten från järn och aluminium. Foto: Sofie Falinder och Malin Majoran.

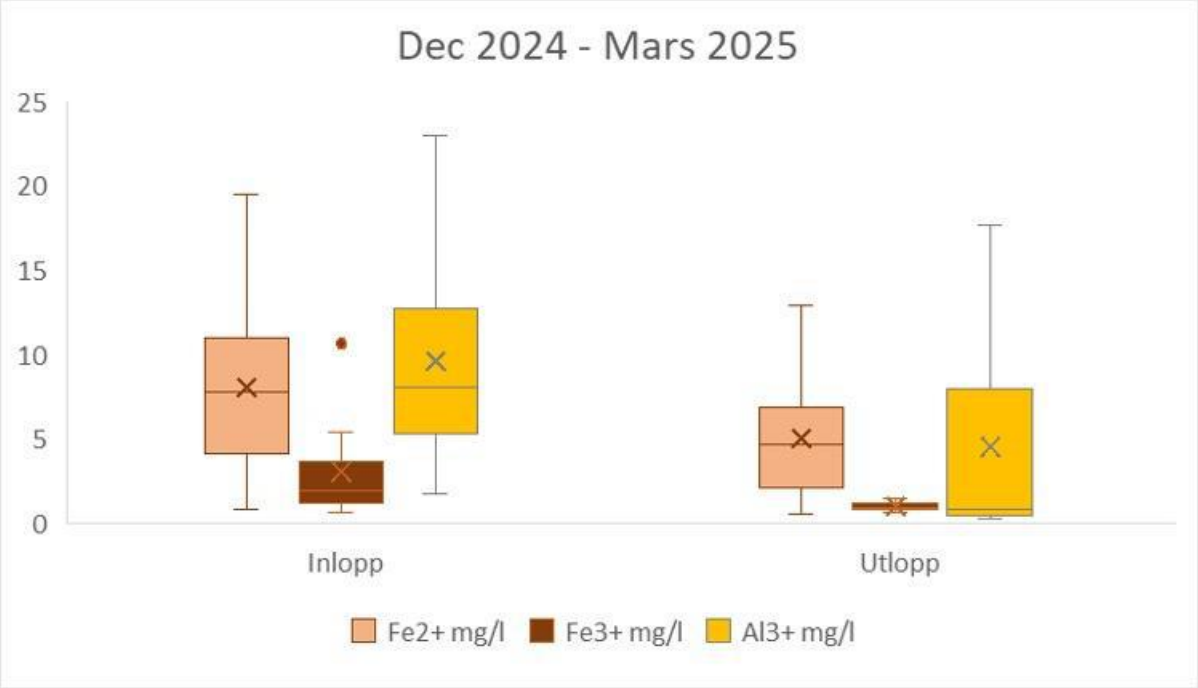
Kandidatuppsats från Högskolan Kristianstad

Kandidatarbetet av Sofie Falinder och Malin Majoran heter ”Järn- och aluminiumreduktion i konstruerad våtmark: Hantering av läckage från sur sulfatjord i Fredriksdalsviken”. Syftet med denna studie har varit att undersöka halterna av järn och aluminium i inkommande respektive utgående vatten. Dessutom har studenterna utfört simuleringsförsök där reningseffekten studerades efter tillsats av vatten med högt pH samt olika tider för sedimentering. Ett annat fokus för arbetet var de juridiska och miljömässiga utmaningarna med markavvattning på sur sulfatjord och hur dessa relaterar till miljöbalken och EU:s vattendirektiv.

Studenterna kom fram till att runt 48 procent av järnet i inloppsvattnet stannade kvar i anläggningen istället för att släppas ut i Helge å, och 34 procent av aluminiumet. Även de konstaterade att förhöjt pH förbättrade reningen av järn. Det som hade störst effekt på halterna av aluminium var istället längre uppehållstid i anläggningen, gärna minst 24 timmar.

Studien bygger på provtagningar vid tio tillfällen mellan december 2024 och mars 2025. Provtagning av vattnets pH-värde, temperatur och syresättning utfördes i våtmarksanläggningens inlopp, i anslutning till våtmarksanläggningens utlopp, samt i en närliggande brunn vars vatten inte är förorenat av metaller och har ett högre pH-värde. I laboratorium har pH-värde, syrehalt och metallkoncentrationer i vattenprover från våtmarksanläggningens in- och utlopp analyserats med syftet att undersöka förändringar i järn- och aluminiumhalter.

Stora variationer i mätvärden för faktorerna Fe2+, Fe3+ och Al3+ har uppmätts. Det högsta uppmätta värdet för Al3+ i utloppet var 17,64 mg/l och det lägsta var 0,26 mg/l. I början av perioden var värdena generellt höga och i slutet av perioden generellt låga men utloppsvärdena var i regel lägre än inloppsvärdena.



Figur 8: Koncentrationen av Fe2+, Fe3+ och Al3+ mätt i mg/l från tio provtagningstillfällen vid Fredriksdalsvikens konstruerade våtmark under perioden 2024-12-02 till 2025-03-06.

Syresättningen var vid alla tillfällen högre i utloppet än i inloppet, med ett totalt medelvärde på 11,1 mg/l. pH-värdet varierade under perioden och var omväxlande högre i inlopp än i utlopp, med ett

totalt medelvärde på pH 5,5. Ett lägsta värde på pH 3,6 uppmättes i inloppet 2014-12-02 och ett högsta värde på pH 7,4 uppmättes i inloppet 2025-03-05. Vattentemperaturen varierade under provperioden och var liksom pH omväxlande högre i inlopp än utlopp, med ett medelvärde på 4,7 ºC.

Under december, januari och februari som utgjorde merparten av provperioden, exkluderat tre dagar i början av mars, uppmättes de största nederbördsmängderna i januari med 50,7 mm. Januarinederbördenutgjorde 115% av normalperioden. Däremot hade både december och februari en negativ avvikelse från normalperioden, där februari var torrast med endast 5,4 mm, motsvarande 14% av normalperioden.

Resultatet visade att Fe^{2+}, som är lättlösligt i vatten, tenderar att förekomma i större utsträckning under högflödesperioden då pH-värdet och temperaturen generellt är lägre och mer nederbörd förekommer. Det visar även att Fe2+ tenderar att förekomma i mindre utsträckning under lågflödesperioden när pH-värdet och temperaturen generellt är högre och de lokalt är mindre nederbörd. Det är viktigt att vara medveten om att dessa samband kan vara komplexa och påverkade av flera faktorer.

Sammanfattningsvis visar studien att den konstruerade våtmarksanläggningen reducerar järnhalter med cirka 48 procent och aluminiumhalter med cirka 34 procent.

Trots att både Fe2+ och Al3+ reducerades i den konstruerade våtmarken var utloppsvärdena tillräckligt höga för att förväntas orsaka ekologisk skada. Utloppsvattnet innehöll i medel 5,0 mg Fe2+/l vilket är långt över gränsvärdet från USA med 1 mg Fe/l. Att en så hög mängd lösligt järn inte oxiderade, trots god syresättning, skulle möjligen kunna bero på för låga pH-värden. Vid sex av tio provtillfällen uppmättes pH <6 i både inlopp och utlopp. Ytterligare en anledning kan vara att den konstruerade våtmarken är relativt nyanlagd och att vegetationen som ska fånga in järnutfällningarna inte hunnit etablera sig ordentligt.

Utloppsvärdet för Al3+ var i medelvärde 4,5 mg/l vilket också är allvarligt ur ekologisk synpunkt. Det genomsnittliga utloppsvärdet överstiger European Inland Fisheries Advisory Council (EIFAC) gränsvärde för aluminiumtoxicitet i vatten på 0,015 mg/l med 99%. Gränsvärdesspannets maxvärde för kronisk toxicitet i USA på 3,2 mg/l är visserligen beroende av vattenkemiska parametrar och aluminiumform, men den konstruerade våtmarken överstiger även detta maxvärde med 1,3 mg/l.

Provtagning under vintern. Foto: Sofie Falinder och Malin Majoran.

Studien som gjorts under en begränsad tid på året visar att den konstruerade våtmarkens reningskapacitet varierar under säsong, beroende på faktorer som vattenstånd, nederbörd, pH-nivåer och eventuellt andra faktorer som inte undersökts i studien. Dessa faktorer kan påverka järnets mobilitet och reningseffekten i våtmarksanläggningen. Under provperioden var även den lokala nederbörden lägre än genomsnittet för samma period under normalperioden 1991‑2020, förutom januari som var högre än genomsnittet. Detta kan ha påverkat järn- och aluminiumkoncentrationerna i den konstruerade våtmarken.

Studien indikerar att ytterligare åtgärder kan behövas i kombination med utökad kunskap och studier av våtmarksanläggningen över tid.

Studien utfördes dock på en relativt nyanlagd våtmark och under en begränsad tid på året, vilket gör det svårt att få en helhetsbild över hur effektiv den konstruerade våtmarken är över tid.

Anläggningens reningskapacitet verkar variera med säsongen. Foto: Sofie Falinder och Malin Majoran.

Parallellt har ett simuleringsförsök utförts där vatten med högre pH blandats med anläggningens inloppsvatten i olika mängdförhållanden och analyserats i bestämda tidsintervaller för att undersöka sedimenteringen. Simuleringsförsöket visade att inblandning av vatten med högre pH vid samtliga tidsintervaller hade positiv effekt på reduceringen av järn (Fe^{2+}). Blandningar och tidsintervallen hade en viss påverkan på aluminium (Al3+) som främst visade god reducering först efter 24 timmar.

	0h	4h	8h	24h
Blandning (%)	**pH**	**pH**	**pH**	**pH**
0 (Mix100)	6,8	6,2	6,1	6,0
10 (Mix90)	6,9	6,5	6,4	6,3
25 (Mix75)	7,0	6,5	6,6	6,8
50 (Mix50)	7,1	6,6	7,0	7,3

	Fe2+ (mg/l)	**Fe2+ reningseffekt**	**Fe2+ reningseffekt**	**Fe2+ reningseffekt**
0 (Mix100)	5,7	-5,2%	0,3%	10,0%
10 (Mix90)	5,2	0,2%	12,4%	33,4%
25 (Mix75)	4,3	13,5%	41,3%	87,4%
50 (Mix50)	2,9	71,5%	93,8%	99,1%

	Fe-tot (mg/l)	**Fe-tot reningseffekt**	**Fe-tot reningseffekt**	**Fe-tot reningseffekt**
0 (Mix100)	7,5	2,1%	11,0%	24,3%
10 (Mix90)	6,8	5,3%	14,0%	41,9%
25 (Mix75)	5,6	6,0%	22,9%	83,0%
50 (Mix50)	3,8	14,4%	34,3%	85,3%

	Al3+ (mg/l)	**Al3+ reningseffekt**	**Al3+ reningseffekt**	**Al3+ reningseffekt**
0 (Mix100)	8,0	35,0%	68,9%	93,5%
10 (Mix90)	7,2	40,3%	63,6%	93,6%
25 (Mix75)	6,0	36,0%	58,3%	92,8%
50 (Mix50)	4,0	34,5%	60,0%	88,5%

Tabell 1. Värden för pH i olika blandningar av vatten från provpunkt 1 och 3 mätt 0, 4, 8 och 24 timmar efter blandning, koncentration (mg/l) av Fe2+, Fe-tot och Al3+ i olika blandningar vid tid 0 (kolumn 1) och beräknad reningseffekt i procent av koncentration vid tid 0 efter 4, 8 och 24 timmar (kolumn 2–4). Färgskalan är villkorstyrt formaterad i Excel med en röd-gul-grön-skala och utgår från de uppmätta värdena för respektive ämne, där den mörkaste nyansen av grön visar vid vilken tidpunkt och med vilken blandning som mest sedimentation skett för varje ämne.

Ett annat fokus för arbetet var de juridiska och miljömässiga utmaningarna med markavvattning på sur sulfatjord och hur dessa relaterar till miljöbalken och EU:s vattendirektiv. Studenterna konstaterar att jordbruket är en viktig samhällsfunktion, och att markavvattningen historiskt har genomförts utifrån dåtidens behov och lagstiftning. Invallningen i Fredriksdalsviken har dock lett till

negativa miljöeffekter genom försurning och metallutfällningar, vilket strider mot vattendirektivets mål att förbättra vattenkvaliteten och miljöbalkens krav på att förebygga försämring. En ansökan om liknande markavvattningsåtgärd enligt dagens lagstiftning skulle sannolikt kräva omfattande miljöbedömningar och kompensationsåtgärder för att godkännas, då det råder ett generellt markavvattningsförbud i Skåne.

Den konstruerade våtmarken fungerar som en teknisk kompensationsåtgärd genom att minska utsläpp av järn och aluminium via oxidation och sedimentation. Detta går i linje med miljöbalkens krav på försiktighetsprincipen och att vidta åtgärder för att begränsa negativ miljöpåverkan. Därmed är den konstruerade våtmarken i Fredriksdalsviken en viktig åtgärd för att möjliggöra en fortsatt livsnödvändig och prioriterad livsmedelsproduktion med målet att ta hänsyn till dagens lagstiftning och mål.

Den konstruerade våtmarken går i linje med miljöbalkens krav på försiktighetsprincipen och att vidta åtgärder för att begränsa negativ miljöpåverkan, enligt studenterna. Foto: Sofie Falinder och Malin Majoran.

Masteruppsats från Lunds universitet

Arbetet av Erik Nilsson heter ”Våtmarken i Fredriksdalsviken fungerar som en effektiv järn- och aluminiumsänka”. I denna studie undersöktes våtmarkens funktion och hur väl våtmarken tar upp järn och aluminium. Dessutom undersöktes pH, syremättnad och flöde för att se hur det påverkar järn- och aluminiumhalter i våtmarken, samt sedimentation och sedimentationshastighet av järn och aluminium. Till sist genomfördes en artinventering för att undersöka vilka vattenlevande organismer som klarar att etablera sig i våtmarken.

Enligt denna studie var järnkoncentrationerna konsekvent lägre i utloppet jämfört med inloppet, i snitt med 87,9 procent. Sedimentationshastigheten för järn ökade med förhöjt pH och ökad tillgång till syre. Den högst uppmätta järnhalten i inloppet var under perioden med högst flöde. För aluminium är resultaten begränsade, eftersom analyser av aluminium från provtagningarna inte var tillförlitliga. Det finns dock stora indikationer på att våtmarken även tar upp betydande mängder

aluminium. Artdiversiteten var låg vid både inloppet och utloppet då beräknade Shannon-Wiener index var låga. Vattenlevande makroevertebrater har svårt att etablera sig i våtmarken.

Vattenprovtagningen genomfördes varannan vecka under våren 2025 med start den 17 januari och slut den 25 april. En provtagning genomfördes även den 13 december 2024. Totalt genomfördes provtagning av nio olika lokaler. Vid provtagningen mättes syrgas, turbiditet och pH. För senare bestämning av metallhalter togs ytliga vattenprover. Flödesmätningar kompletterades med kontinuerliga flödesmätningar från Kristianstad. För att mäta sedimentationshastigheten i våtmarken placerades en sedimentfälla ut, i den djupare sedimentationsdammen, i sedimentationsyta 1 och i sedimentationsyta 2. Sedimentfällorna låg ute i våtmarken under två omgångar, i nio respektive åtta dagar. Sedan hämtades fällorna in för att analysera torrvikt och beräkna sedimentationshastighet. Flaskan för sedimentfällan i den djupare sedimentationsdammen var fylld till toppen efter första provtagningen och vid ett försök att återigen placera ut fällan fylldes flaskan direkt upp. Sedimentationshastigheter beräknades därför inte för inloppsbassängen. För att hämta in vattenlevande organismer från våtmarken användes håvar vid både inloppet och utloppet för att undersöka extremerna.

Järnkoncentrationerna var konsekvent lägre i utloppet jämfört med inloppet. Den procentuella minskningen i järnhalt mellan inloppet och utloppet var markant under hela provtagningsperioden (Tabell 2). Den procentuella minskningen i järnhalt mellan inloppet och utloppet var som lägst 70,4 % och som högst 99,9 % (medel 87,9 %).

Datum	Inlopp (mg/L)	Utlopp (mg/L)	Minskning (%)
2024-12-13	3,4	0,31	90,8
2025-01-17	1,3	0,21	83,5
2025-01-30	25,8	0,03	99,9
2025-02-06	13,2	2,42	70,4
2025-02-19	14,0	3,75	73,2
2025-03-10	8,8	1,20	86,4
2025-03-17	9,1	0,74	91,8
2025-03-26	7,5	0,34	95,5
2025-04-04	5,2	0,08	98,5
2025-04-25	6,77	0,74	89,0
Medel	9,5	1,0	87,9

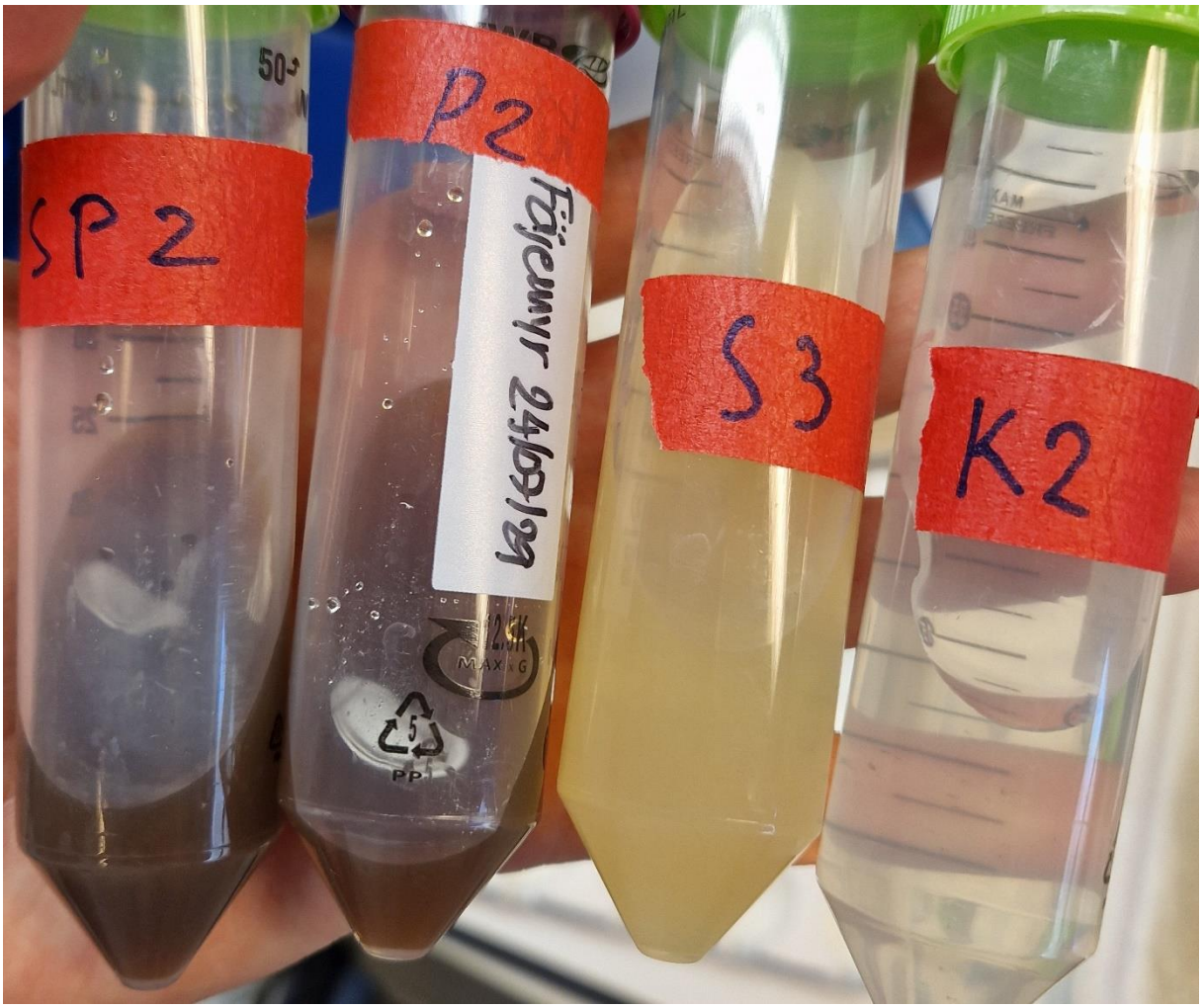
Tabell 2: Järnhalter under våren i inloppet och utloppet samt den procentuella minskningen från inloppet till utloppet under provtagningsperioden.

Det fanns ingen statistisk signifikant korrelation mellan järnhalt och pH ($r = -0,22$, $p = 0,15$), medan järnhalten och turbiditet var starkt korrelerade ($r = 60$, $p < 0,001$). Järnhalt och syremättnad visade sig ha en statistiskt signifikant negativ korrelation ($r = -0,38$, $p < 0,05$). Flöde hade för få datapunkter för att göra en korrelationsanalys.

Våtmarken är en effektiv metallsänka då den fångar upp betydande mängder järn och aluminium. För järn som undersöktes mer utförligt i denna studie minskade halterna från bassäng till bassäng längs med våtmarken. I snitt minskade järnhalten från inloppet till utloppet med 88% under provtagningsperioden.

Eftersom analyser av aluminium från provtagningarna inte var tillförlitliga och ytterligare aluminiumanalyser var tvungna att genomföras med andra spädningar togs beslutet att utesluta resultatet från aluminium. Detta på grund av brist på tid. Dock finns det stora indikationer på att våtmarken även tar upp betydande mängder aluminium.

Utifrån observerat resultat spelar pH en viktig roll i hur väl sedimentationen av järn och aluminium fungerar i våtmarken och ett ökat pH verkar ha en positiv effekt på sedimentationshastigheten. Under provtagningsperioden steg pH inom våtmarken för samtliga delar samtidigt som järnhalten minskade. I inloppet steg pH från ca 5–7 medan pH för övriga delar inom våtmarken steg från ca 5–8. Vidare var pH-nivån något lägre i inloppet jämfört med övriga delar inom våtmarken mot slutet av provtagningsperioden. Vid sedimentationsförsöket observerades att en pH-höjning från endast 6,2 till runt 7 hade en signifikant positiv påverkan på sedimentationen av järn och aluminium. För aluminium ser effekten av pH ut att vara ännu starkare än för järn, detta då aluminiumhalten redan efter en halvtimme vid sedimentationsförsöket låg under detektionsgränsen vid behandlingarna med ett förhöjt pH. Under sedimentationsförsökets gång observerades även en tydlig visuell skillnad i det sedimenterade materialet efter 24 timmar. Behandlingarna med ett förhöjt pH hade en betydlig mörkare rostbrun färg än O2 och kontrollbehandlingen.



Vatten och sedimenterat material efter 24 timmar i de fyra olika behandlingarna (kontroll, O2, pH och O2 + pH) från sedimentationsförsöket. Foto: Erik Nilsson.

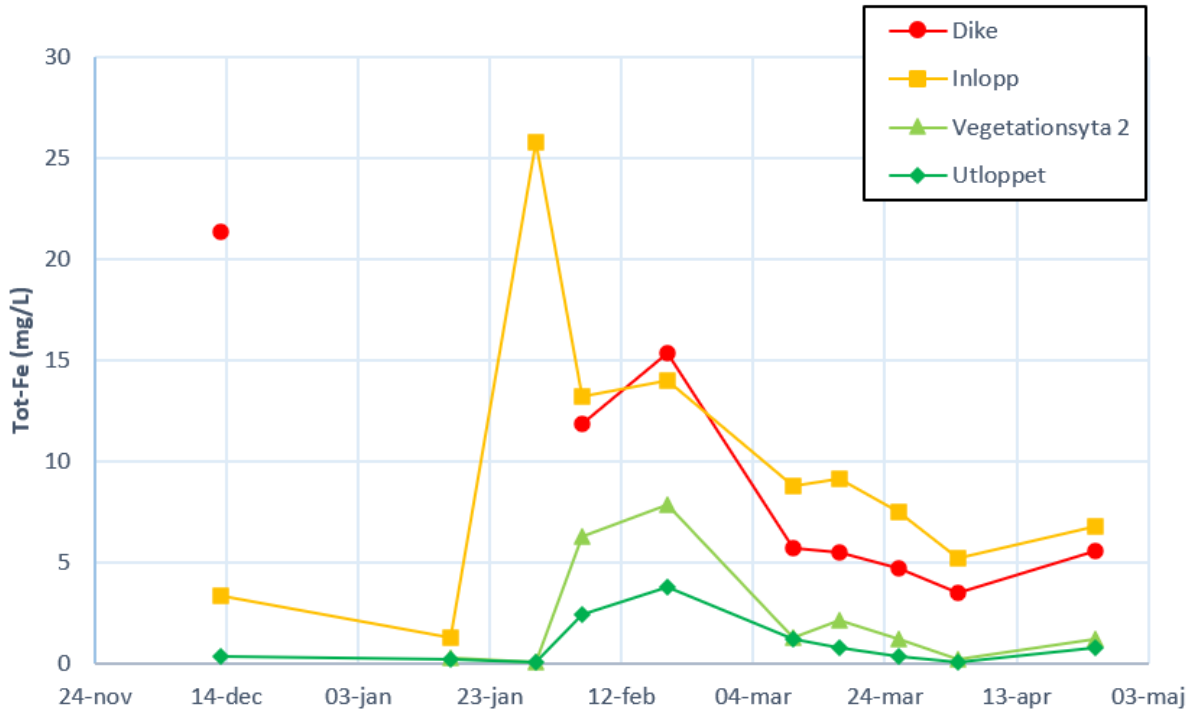
Även syretillgången verkade ha en positiv effekt på sedimentationshastigheten för åtminstone järn. Över provtagningsperioden gick syremättnaden upp något inom våtmarken samtidigt som järnhalten gick ner, och syremättnaden var högre i utloppet jämfört med inloppet. Jämförs järnhalten över tid för kontrollbehandlingen med O2-behandlingen var den signifikant lägre efter 24 timmar för O2-behandlingen.

Under den kallaste perioden under våren uppmättes den högsta järnhalten vid vegetationsyta 2 samt vid utloppet. Våtmarken var istäckt och för att kunna provta våtmarken användes en yxa för att slå igenom isen. Enligt Davison (1993) kan ett istäcke fungera som en barriär från luften och påverka syresättningen av vattnet, vilket skulle kunna resultera i att oxidationen av Fe2+ minskar och att mer av järnet hålls kvar i löslig form. Davison (1993) hävdar även att vid syrefattigare förhållanden kan reaktivt trevärt järn (Fe3+) reducera till Fe2+ och återgå till löslig form. Mycket av det ytliga sedimentet bestående av Fe3+ kanske reducerades och återgick vattenkolumnen när våtmarken var istäckt, vilket kan ha orsakat den höga järnhalten under denna period.

Slutligen var turbiditeten nedåtgående över provtagningsperioden likt järnhalten och dessa två variabler var starkt korrelerade. Observerat resultat är rimligt då turbiditet är ett mått på vattnets grumlighet och då järnutfällningar ger upphov till ett mer grumligt vatten (SGU, 2024). Vidare kan turbiditetsmätningar vara ett effektivt och snabbt mått på förväntade järnhalter. Turbiditeten var betydligt högre i inloppet jämfört med utloppet och sjönk längs med våtmarken. Detta var tydligt i fält då vattnet var mycket klarare vid utloppet jämfört med inloppet.

Endast några få mätningar av flöde i våtmarkens in- och utlopp genomfördes i denna studie med start den 19 februari. Det som går att säga från dessa mätningar är att flödet från den 19 februari till den 25 april var extremt lågt för både inloppet och utloppet. Flödet var något högre i inloppet jämfört med utloppet men i det stora hela var det torrt under denna period. Det låga flödet har troligtvis förstärkt våtmarkens funktion som metallfälla då en längre uppehållstid i våtmarken ger mer tid för järn och aluminium att fälla ut (Weyhenmeyer et al., 2014; Flanagan et al., 1994). Studien undersökte inte hur våtmarken fungerade vid höga flöden, vilket bör undersökas i framtida studier.

Järnhalten i våtmarken var högst under vintern (25,6 mg/L den 30 januari), och det var även då som den procentuella minskningen mellan inloppet och utloppet var som högst. Det som är intressant med denna höga järnhalt är att föregående provtagning visade en järnhalt på 1,28 mg/L, vilket motsvarar en ökning på 1900 % under två veckor. Ökningen var troligen ett resultat av höga vattenflöden och nederbörd som påskyndar transporten av järn och aluminium.



Figur 9. Total järnhalt i diket, inloppet, vegetationsyta 2 och utloppet vid de olika provtagningarna under provtagningsperioden.

Utifrån sedimenteringsförsöket har pH en stor påverkan på sedimenteringshastighet av järn och aluminium. För att lyckas ta upp, fälla ut och sedimentera ännu mer järn och aluminium kan en lämplig framtida åtgärd för våtmarken vara att försöka höja och upprätthålla ett neutralt pH även under vintermånaderna. Förslag kan vara att pumpa inströmmande vatten genom ett kalkfilter alternativt att leda in vatten med ett högre pH från omkringliggande område till våtmarken. Förutom ett ökat pH kan ett vatten med högre syremättnad vara ett alternativ för att oxidera järn ytterligare (Shahabi-Ghahfarokhi et al., 2022).

I och med pågående klimatförändringar och högre fluktuationer i flöde kanske vallen i våtmarken behöver stärkas då vattnet nästan spillde över när vattenståndet var som högst. Vid vissa delar av vallen förekom någon jordart som sprack under de kallare perioderna av provtagningsperioden. Vidare kanske vallen ytterligare borde stärkas så att vallen inte spricker och så att vatten från våtmarken inte kan läcka ut via sprickorna.

Då inloppet redan efter mindre än ett år ser ut att ha stora mängder sedimenterat material bör våtmarken rensas och saneras med jämna mellanrum.

När det gäller artinventeringen noterades totalt 36 individer och 10 taxa över fem provtagningstillfällen i inloppet. Vid utloppet noterades totalt 61 individer och 4 taxa. Diversiteten i våtmarken var låg och för inloppet beräknades diversitetindexet Shannon Wiener (H') till 0,74 och för utloppet till 0,31. Inloppet hade ett högre index än utloppet, vilket indikerade att diversiteten i inloppet var högre och att populationen i inloppet var mer jämnt fördelad mellan taxa. Det beror på att flertalet av den taxa som noterades i inloppet endast hade en noterad individ vilket drog upp diversiteten.

I utloppet var diversiteten lägre än i inloppet, fast fler individer noterades vid utloppet och det berodde framför allt på att *Corixidae spp.* (buksimmare) dominerade. Av totalt 61 individer vid utloppet var 44 *Corixidae spp.*, följt av 15 *Dytiscidae spp.* (dykarbaggar), följt av en *Notonecta sp.* (ryggsimmare) och en *Haliplus sp.* (skalbagge). För inloppet var det framför allt *Corixidae spp.* och *Sialis lutaria spp.* (sävsländelarver) som dominerade men denna dominans var inte lika stark som för *Corixidae spp.* i utloppet. För övrig taxa i inloppet noterades endast en eller två individer.

Taxa	In 17/1	Ut 17/1	In 6/2	Ut 6/2	In 10/3	Ut 10/3	In 4/4	Ut 4/4	In 25/4	Ut 25/4	Total	In-lopp	Ut-lopp
Corixidae spp. (buksimmare)	9	9	3	7	1	11		9		8	57	13	44
Notonecta sp. (ryggsimmare)		1									1		1
Dytiscidae spp. (dykarbagge)		1			1	3	1	4		7	17	2	15
Sialis lutaria spp. (sävsländelarv)	2		6				1		3		12	12	
Libellula sp. (segel-trollslända)			1						1		2	2	
Lumbriculus sp. (glattmaskar)			1								1	1	
Leucorrhinia och Sympetrum spp. (trollslända)	1						1				2	2	
Haliplus sp. (skalbagge)				1							1		1
Tipula sp. (harkrank)					1						1	1	
Nepa cinera sp. (klodyvel)					1						1	1	
Brachytron pratense sp. (bakvingad trollslända)							1				1	1	
Donacia sp. (sävbock)									1		1	1	
# Individer	12	11	11	8	4	14	4	13	5	15	97	36	61
# Taxa	3	3	4	2	4	2	4	2	3	2		10	4

Tabell 3: Taxa och det totala antalet individer för respektive taxa vid de olika provtagningarna i inloppet och utloppet.

Observerat resultat indikerar att levnadsförutsättningarna i våtmarken inte är optimala och troligen har höga järn- och aluminiumhalter toxiska och negativa effekter på vattenlevande makroevertebrater. En förklaring till att inte så många vattenlevande organismer hade etablerat sig kan även vara att våtmarken hade varit i bruk i mindre än ett år vid utförd provtagning.

Referenser

Berglund, P. 2008. Invallningar kring de nedre delarna av Helge å – Grunddata, våtmarkspotential och framtid. Hushållningssällskapet.

Davison, W. 1993. Iron and manganese in lakes. Earth-Science Reviews, 34(2), 119–163. https://doi.org/10.1016/0012-8252(93)90029-7

Falinder, S. & Majoran, M. 2025. Järn- och aluminiumreduktion i konstruerad våtmark – hantering av läckage från sur sulfatjord i Fredriksdalsviken. Examensarbete. Högskolan Kristianstad.

Flanagan, N. E., Mitsch, W. J., & Beach, K. 1994. Predicting metal retention in a constructed mine drainage wetland. Ecological Engineering, 3(2), 135–159. https://doi.org/10.1016/0925-8574(94)90042-6

Kvist, F. 2023. Förstudie till våtmarksanläggning – omhändertagande av järn från sur sulfatjord. Examensarbete. Högskolan Kristianstad.

Nilsson, E. 2025. Våtmarken i Fredriksdalsviken fungerar som en effektiv järn- och aluminiumsänka. Examensarbete. Lunds universitet.

Nyman, A., Johnson, A., Yu, C., Dopson, M., Åström, M. 2023. Multi-element features of active acid sulfate soils across the Swedish coastal plains. Applied Geochemistry 152: 1055673.

SGU. 2024. Turbiditet. Hämtad 2025-05-16 från: https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fra-gor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/turbiditet/

Shahabi-Ghahfarokhi, S., Åström, M., Yu, C., Lindquisit, T., Djerf, H., Kalbitz, K., & Ketzer, M. 2022. Extensive dispersion of metals from hemiboreal acid sulfate soil into adjacent drain and wetland. Applied Geochemistry, 136, 105170. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105170

Weyhenmeyer, G. A., Prairie, Y. T., & Tranvik, L. J. 2014. Browning of Boreal Freshwaters Coupled to Car-bon-Iron Interactions along the Aquatic Continuum. PLOS ONE, 9(2), e88104. https://doi.org/10.1371/jour-nal.pone.0088104

Åbjörnsson, K. & Stenberg, M. 2017. Järn- och aluminiumurlakningar från invallningar – en litteraturstudie. Ekoll AB. Beställd av Länsstyrelsen Skåne.

Åbjörnsson, K., Stenberg, M. & Sohlenius, G. 2018. Järn- och aluminiumurlakningar från invallningar – en undersökning av tre områden i Skåne. Ekoll AB. Beställd av Länsstyrelsen Skåne.

Samrådsgruppen för Biosfärområdet och Kristianstads Vattenrike besöker anläggningen 16 september 2024.

Bilaga 1. Referat av rapporten ”Järn- och aluminiumurlakningar från invallningar – en litteraturstudie” av Kajsa Åbjörnsson och Marika Stenberg (Åbjörnsson & Stenberg 2017)

Sulfidjordar, sura sulfatjordar och hur de bildas

Järn är ett av de vanligaste ämnena i jordskorpan och förekommer exempelvis i sulfider (salter av svavelväte). Vid höga halter av järnsulfider i jorden bildas så kallade sulfidjordar vilka, om de exponeras för syre, kan bilda sura sulfatjordar.

Sura sulfatjordar förekommer runt om i världen. I Europa finns de största arealerna med sura sulfatjordar i Finland och Sverige. Även i Danmark finns betydande arealer av sura sulfatjordar. I Sverige finns uppskattningar på att denna typ av jordar täcker cirka 140 000 ha vilket motsvarar cirka fem procent av den svenska åkerarealen. Dock är siffran sannolikt i underkant då beräkningarna inte tar hänsyn till ”potentiellt sura sulfatjordar” till vilka bland andra odikade skogsmarker hör. Baserat på nuvarande kartläggning återfinns de största områdena med sura sulfatjordar i Sverige i finkorniga sedimentjordar längs Norrlandskusten och i gyttjeleror i Mälardalen.

Gemensamt för sulfatjordarna är att de innehåller olika former av sulfider, där pyrit (FeS_2) och järnmonosulfid (FeS) är de vanligaste. Järnsulfidbildning sker i anaeroba (syrefria) miljöer som marina- och sötvattenssediment och torvmarker. Sulfidjordarna, som utgör förstadiet till sura sulfatjordar, är ett resultat av sedimentation och mikrobiella processer som ägt rum i dessa syrefattiga vattenmättade miljöer med tillgång på organiskt material, järn och svavel.

När bakterier bryter ner organiskt material förbrukar de syre och skapar en miljö där sulfidföreningar kan bildas. När detta sker i samband med sedimentation bildas en så kallad sulfidjord. Om sulfidjorden exponeras för luft (syre) bildas sura sulfatjordar. Oftast används begreppet ”potentiellt sur sulfatjordar” om ovan nämnda sulfidjordar. Den potentiellt sura sulfatjorden är i princip pH-neutral om den är ostörd. En sur sulfatjord är en oxiderad (syresatt) ”potentiell sur sulfatjord”/sulfidjord där produktionen av syra är högre än markens neutraliserade förmåga och där pH-värdet har sjunkit under 4. Sura sulfatjordar läcker syra och metaller till diken och vattendrag och orsakar problem både på land och i vatten.

De sura sulfatjordarna längs Östersjöns kust bildades under den varma Litorinahavsperioden för 7500–2500 år sedan. Delar av Sverige låg under havsytan och på bottnarna som idag är land avsattes stora mängder sediment som i vissa fall innehöll organiskt material vilket skapade gynnsamma förhållanden för sulfidbildning. Litorinahavet var bräckt med riklig förekomst av sulfatjoner. Vattnet var varmare än Östersjön idag. Den biologiska produktionen var hög och den rika biomassan av organiskt material resulterade i hög syreförbrukning vid nedbrytningen vilket ledde till syrefria bottnar som är en miljö där sulfidsediment kan bildas. När ett syrefattigt tillstånd uppstår på botten tar mikroorganismer över nedbrytningsprocessen och använder sulfater i stället för syre som energikälla.

Vid nedbrytning av organiskt material reduceras sulfatjoner till sulfidjoner samtidigt som järn reduceras från trevärt järn (Fe^{3+}) till tvåvärt järn (Fe^{2+}). De tvåvärda jonerna reagerar med sulfidjonerna och bildar järnsulfiderna järnmonosulfid (FeS) eller Pyrit (FeS_2), där den sistnämnda är den vanligaste järnsulfiden i ”potentiellt sura sulfatjordar”. Dessa järnsulfider kan ligga oförändrade och till största del harmlösa i jord och sediment i tusentals år om miljön är syrefri.

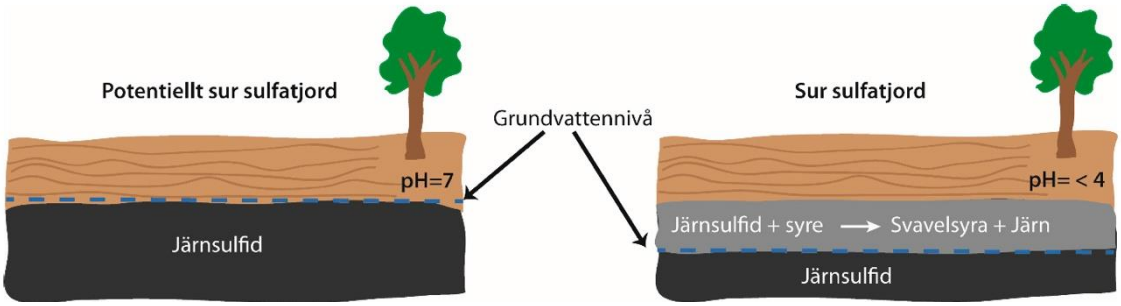
Sulfatreduktionen är en naturlig process som i princip sker i alla hav, sjöar, vattendrag och våtmarker. Mängden järnsulfid som bildas i sedimenten begränsas av tillgången på nedbrytningsbart organiskt material, sulfat och reaktivt järn.

Det finns idag stora arealer i Sverige med postglaciala jordar som innehåller järnsulfider. Dessa jordar låg efter senaste istiden under Östersjöns nivå men genom landhöjningen har de lyfts ovanför havsnivån. På grund av landhöjningen har även tidigare sjöbottnar i kust- och strandnära områden blivit fastland. Längs Norrlandskusten förekommer sulfidmineral främst i gyttjiga siltiga sediment medan de i Mälardalen sammanfaller med områden som på jordartskartorna klassificerats som gyttjelera. Gyttjelerorna finns oftast i de lägst belägna partierna i områden som utgörs av lersediment. Sulfidsediment kan dock överlagras av yngre jordarter som sand och torv. Exempelvis överlagras ofta sulfidhaltiga sediment från sjöar, som genom sänkning och/eller naturlig succession vuxit igen och försvunnit, av torv. Även sulfidhaltiga sediment från våtmarker som dikats överlagras av torv.

Mänsklig påverkan på sura sulfatjordar

Så länge sulfidjorden är belägen under grundvattennivån (mättad zon) är den kemiskt stabil. Men när jorden exponeras för syre, dvs. om grundvattennivån sänks (omättad zon) sätts en rad kemiska och biokemiska reaktioner i gång och sura sulfatjordar bildas.

Förutom den naturliga landhöjningen, vilken är större i norra Sverige än i södra, sänks ofta grundvattenytan artificiellt i samband med byggnationer eller för att möjliggöra uppodling. Den tidigare orörda jorden syresätts och sura sulfatjordar bildas. När sulfidmineralen kommer i kontakt med luftens syre sker en oxidation då järnhydroxider och sulfat bildas, väteprotoner (H^+) frigörs, svavlet oxideras till svavelsyra och markens pH sjunker därför drastiskt (figur 10).



Figur 10. Skiss på hur en ”potentiellt sur sulfatjord” blir till en sur sulfatjord då grundvattennivån sänks.

I kalkfattiga jordar kan pH sjunka till så låga värden som 2–3. Oftast är pH-sänkningen störst i de norrländska gyttjejordarna på grund av att järnmonosulfid oxideras lättare än pyrit samt att de norrländska jordarna har lägre lerhalt och högre porositet (täthet) vilket medför att syre lättare tränger ned i marken. På vissa platser i Sverige innehåller de sulfidhaltiga sedimenten en betydande andel kalk som i vissa fall buffrar den försurning som uppstår då sulfiderna oxiderar.

Oxidationen av sulfider är en komplex process som innehåller flera reaktioner. I den första delen av pyritoxidationen bildas tvåvärt järn (Fe^{2+}) vilken tillsammans med svavelsyra lakas ut till diken, vattendrag och andra akvatiska system. Det tvåvärda järnet kan även oxideras vidare till trevärt järn (Fe^{3+}). Det tvåvärda järnet är generellt mest giftigt för biologiska varelser eftersom det är mer lösligt och lättabsorberat jämfört med det trevärda järnet. Inom miljöövervakningen mäts metallhalter generellt i två former, dels **filtrerad** (löst) form, dels i **totalhalt** (partikulär form).

Järnet i markvatten och avrinningsvatten kan vara fortsatt löst eller fällas ut i form av järnhydroxider (ockra) beroende på pH. Bildningen av ockra kräver en hög koncentration hydroxidjoner vilket innebär att pH måste vara högt. Om pH <4 kommer järnet att förbli i löst form medan det vid pH > 4 fäller ut som ockra, vilken är svårlöslig vid neutrala och svagt sura förhållanden.

Sulfidjordarna är naturligt bildade sediment men det är mänsklig påverkan genom dikning snarare än landhöjningen som leder till negativa miljöeffekter. När en artificiell sänkning av grundvattennivån sker, exempelvis genom dikning, kan sura sulfatjordar bildas snabbt. Marken oxideras och en mogen sur sulfatjord kan bildas på några tiotals år eller ibland på ännu kortare tid.

Invallningar av naturligt vattenmättade marker i syfte att vinna odlingsbar mark får samma effekt då även dessa marker dikas för att sänka grundvattennivån. En konsekvens av invallningen är att den odlingsbara marken oftast ligger lägre än dräneringsvattnets recipient (mottagande vattendrag) på grund av bortodling. Det innebär att dräneringsvattnet måste lyftas/pumpas upp till recipienten vilket sker stötvis med stora mängder förorenat vatten på kort tid.

Invallad åkermark i anslutning till Hammarsjön, nordöstra Skåne.

Den svavelsyra som bildas i jordar med dålig buffringskapacitet sänker inte bara pH i jorden kraftigt utan ökar även den kemiska vittringen varpå tidigare bundna metaller löses i markvattnet. Metaller som mobiliserats kan röra sig neråt i marken och genom sprickor snabbt ta sig ner till grundvattennivån där de kan uppmätas i förhöjda koncentrationer. Metallerna kan även transporteras med grund- eller markvatten vidare till vattendrag. Dräneringsvattnet från områden med sura sulfatjordar kan därför innehålla höga halter av metaller.

Koncentrationen av metaller och pH varierar kraftigt under året beroende på omväxlande naturliga torr- och våtperioder. Grundvattennivån sjunker under torra perioder vilket leder till oxidation av sulfidmineraler och bildandet av svavelsyra. Vid torrperioder då vatten avgår från de sura sulfatjordarna bildas lodräta spricksystem där järnhydroxiderna ofta är väl synliga.

Vid snösmältning och kraftiga regn, då mycket vatten rinner genom jorden, sköljs de sura föreningarna och metallerna ut till diken och vattendrag och bidrar till kraftigt försämrad vattenkvalitet med en minskning av den biologiska mångfalden och vattendragets ekosystemfunktioner som följd.

Klimatet är sålunda en naturlig faktor som påverkar oxidationen. Nederbördsvariationen under året gör att grundvattennivån omväxlande höjs och sänks. Generellt ger en ökning av flödet efter en längre tids torka de högsta sulfathalterna. Det betyder att hur sulfathalterna avspeglas i höst- och vårflod beror på hur sommaren, hösten och vintern före sett ut.

Effekter av metall- och svavelurlakning i vatten och på land

Effekterna av metall- och svavelurlakning på det biologiska livet i vattendrag kan delas in i: 1) lågt pH, 2) direkta toxiska effekter av lösta joner och 3) indirekta effekter, exempelvis utfällning av ockra och

aluminiumhydroxider. Ofta används pH-värden som indikatorer på olika arters ”tolerans” för surt vatten. Dock är effekterna komplexa eftersom lågt pH påverkar lösligheten hos metaller. Vätejonerna kan dessutom påverka saltbalansen hos organismer. Effekterna av lågt pH-värde på biota påverkas också av mängden humusämnen i vattnet.

Lågt pH och lösta metalljoner

Det är inte bara det sura vattnet som påverkar utan även metaller och tungmetaller. Det är ofta svårt att isolera effekten av en enskild parameter eller faktor. Till exempel har olika studier kommit fram till olika lägsta koncentrationen för toxicitet för en och samma art. En studie har visat att under sura förhållanden är aluminium toxiskt för evertebrater vid lägre koncentrationer i fält än vad som indikerats i laboratorieexperiment. En annan studie visade att upptaget av järn i vävnaderna hos en dagsländeart var signifikant högre i ett humöst vattendrag jämfört med ett vattendrag med klart vatten. Effekterna är med andra ord miljörelaterade.

Spårmetaller kan vara livsnödvändiga men även giftiga i relativt låga koncentrationer. De kan fastläggas genom sedimentation och på så vis bli mindre tillgängliga för det biologiska livet. Totalkoncentrationerna av spårmetaller i vatten har därför oftast inte något samband med biotillgängligheten vilken till största del styrs av halten fria joner.

Järn och aluminium är två viktiga faktorer som styr andra metallers speciering, dvs. i vilken form de förekommer. Både järn och aluminium kan bilda hydroxider och oxider som i sin tur kan adsorbera andra spårmetaller så att de blir mindre tillgängliga för biologiska varelser. En tunn oljeliknande hinna på vattenytan är en första indikation på riklig utfällning av järnhydroxider. Av kraftiga järnutfällningar kan botten bli rödfärgad och vattnet bli en röd sörja medan aluminiumutfällningen ser ut som urvattnad mjölk.

Aluminiumutfällning (t v) och järnutfällning i vattendrag.

Järn och aluminium binder också hårt till humusämnen och kan därmed konkurrera om bindningsplatser med andra metaller vilket i sin tur gör dem mer biotillgängliga. Lägre pH innebär generellt större löslighet av metaller och som en konsekvens mer fria joner.

Aluminium är den vanligaste metallen i jordskorpan. Över pH 6 är lösligheten av aluminium i jorden låg men försurningen har resulterat i en ökad urlakning av aluminium till ytvatten. Aluminium är den potentiellt giftiga metall som finns i högst koncentrationer i svenska ytvatten och kan orsaka additiva giftiga effekter med andra metaller även om dessa finns i lägre, icke toxiska koncentrationer. Det är sålunda svårt att utifrån koncentrationer av ett eller några toxiska ämnen dra slutsatser om eventuella effekter på det biologiska livet då det är plats- och ”situationsstyrt”.

Metaller från sura sulfatjordar bildar oftast biologiskt sett fler skadliga fraktioner vid lägre pH-värden, exempelvis aluminium. En totalhalt på 1000 mikrogram/l vid högt pH-värde ger liten biologisk påverkan jämfört med samma halt vid låga pH-värden. I de mest påverkade vattendragen är innehållet av oorganiskt aluminium relativt sett mycket högt jämfört med totalhalten.

Långvariga förhållanden med lågt pH har stora negativa effekter på det akvatiska ekosystemet. Primärproduktionen och diversiteten minskar. Minskningen av primärproducenter (arter och biomassa) leder till klarare vatten vilket är karaktäristiskt för försurade vatten. En annan tänkbar bidragande mekanism till minskningen av primärproducenter är reduktionen av fosfor, troligen beroende på kemisk bindning och utfällning med aluminium i vattnet. Fosfor kan även bindas till järn som oxiderat efter torrläggning av marken.

Akvatiska organismer påverkas direkt eller indirekt av höga metallkoncentrationer i vattnet, i sediment och i födan vilket kan orsaka lägre täthet och diversitet bland evertebrater, påväxtalger och fisk. Vidare kan födoväven förändras så att den till slut domineras av ett fåtal toleranta arter. De toxiska effekterna kan vara direkt dödliga men kan även bidra till interaktionsförändringar mellan arter, begränsningar i födotillgången samt sämre födokvalitet vilka samtliga kan påverka överlevnad, tillväxt och reproduktion.

Det finns flera studier som visar att metaller, som järn och aluminium, kan ackumuleras i primärproducenter såsom mossor och alger samt i fiskorgan som lever och njurar. Även fåglar kan påverkas med då oftast inte främst av toxiska effekter utan snarare drabbas av födobrist, exempelvis på grund av att småkryp minskar.

Effekter av löst järn

Upptaget av järn i akvatiska djur kan ske dels genom födan, dels genom vattnet. Löst tvåvärt järn (Fe^{2+}) tas vanligtvis upp genom vattnet medan utfällningar främst tas upp genom födan. Tvåvärt järn (Fe^{2+}) anses vara mer giftigt än trevärt järn (Fe^{3+}) då det kan skada olika membran. Halter för när det tvåvärda järnet (Fe^{2+}) är toxiskt varierar mellan olika arter. Koncentrationer på ca. 200 mikrogram/l har visat sig vara gränsen för de flesta arter. Exempelvis har en halt på 320 mikrogram/l visat sig vara dödlig för en dagsländeart. Andra studier visar på en klassindelning för olika arter med ett toleransspektrum inom 200–1200 mikrogram/l.

Järn har direkta negativa effekter på fiskars gälar genom att tvåvärt järn (Fe^{2+}) kan binda till den alkaliska ytan på gälarna och där oxidera till trevärt järn (Fe^{3+}) vilket stör andningen. En studie på årsgamla öringyngel som exponerades för 2000 mikrogram totaljärn/l visade att gälarna skadades genom att cellerna i gälarna förstorades vilket medförde minskat syreupptag och försämrad jonreglering i fisken. Fiskar kan även få oregelbundna och okontrollerade rörelser och gällockens rörelser kan förändras.

Effekter av löst aluminium

Aluminiumtoxiciteten beror på vattnets pH, koncentrationen av kalcium och organiska substanser. Lösligheten av aluminium ökar linjärt med minskat pH. Högst toxicitet har de former av aluminium som förekommer vid pH mellan 5,2–5,8. Dock kan aluminium även orsaka akut toxicitet hos akvatiska

organismer i neutralt vatten. Den huvudsakliga mekanismen vid aluminiumtoxicitet är direkta effekter av lösta joner som bland annat stör jontransporten över gälmembranen samt fäller ut på gälarnas yta (på samma sätt som järn) vilket påverkar respirationen hos den akvatiska faunan negativet.

Fiskdöd beroende på aluminiumexponering förknippas ofta med inflammatorisk respons på aluminiumhydroxider med kraftig slemproduktion och efterföljande störning av syrgas- och koldioxiddiffusionen. Aluminium har även visat sig orsaka neurologiska skador i hjärnan hos regnbågslax och DNA-förändringar i lymfocyterna hos karpfisk. Liksom toxiska järnkoncentrationer varierar effekterna av aluminiumtoxicitet mellan olika arter av bottenfauna.

Utfällningar av metallhydroxider i vatten

Förutom direkt toxiska effekter kan utfällningar av metallhydroxider påverka det biologiska livet negativt. Metallutfällningar kan exempelvis täcka bottnar och ändra syretransporten till sediment. De toxiska effekterna tillskrivs då ofta kvävning beroende på utfällningar på gälar, ägg eller andra ytor. Utfällningar kan även förhindra tillgången på föda och syre.

Förutom alla biologiska skador i vattendrag och diken orsakar utfällningar av järnhydroxider även skador i dräneringsledningar vilket leder till igensättning och försämrad dräneringsfunktion. Vid dikesrensningar under sommaren kan ockran som sediment på botten slammas upp på nytt och färdas längre nedströms. Detta kan även ske då vattenhastigheten ökar vid flödestoppar.

Effekter i landmiljöer

Vatten som pumpas ut från invallningar och syresätts medför bildning av slam och järnutfällningar i de diken och vattendrag som är recipient samt på mark och vegetation vid strandkanten. Hur stor utbredningen av slam och järnutfällningar på omgivande marker blir beror bland annat på hur stor mängd vatten som pumpas ut, recipientens ”magasineringsförmåga” och fysiska utformning. Järnutfällningar kan även belasta omgivande mark vid högflödessituationer i vattendrag, exempelvis då humusbundna järnhydroxider i vattenfasen följer med det vatten som svämmar över och ”sedimenterar” på land. Även här är föroreningseffekten beroende på översvämningens utbredning.

Om partiklarna som sedimenterar är sura kan de påverka pH i jorden och de flesta växter har dålig tillväxt eller växer inte alls. Om metaller i jorden dessutom löses ut på grund av de sura förhållandena kan de i kombination med en hög totalhalt av sulfider ge störningar och direkta skador på växten. Förutsättningarna för växter i denna typ av jordar är som regel dålig eftersom exempelvis fosfor binds hårt till aluminium.

Aluminium kan också störa rötternas tillväxt och funktion genom att hämma näringsupptaget. Rotsystemet blir då mindre och torkkänsligheten ökar hos växten. En hög mängd sulfider i markvattnet stör växternas upptag av vatten och näring.

Järn behövs för växternas fotosyntes men alltför höga halter är negativt för växter. Om jorden vattenmättas ökar koncentrationen tvåvärt järn (Fe^{2+}) vilken, om den når en kritisk nivå, kan orsaka järntoxicitet i växter och minskad tillväxt.

Efter dränering, torrläggning och ordentlig kalkning är dock dessa sulfidhaltiga jordar mycket bra odlingsmarker då de har en varierande struktur med högt näringsinnehåll. Ofta utgjordes denna typ av jordar av våtmarker vilka har överlagrats av torv när de växt igen. Vid dränering och torrläggning i samband med odling sjunker torvlagret ihop och börjar oxideras. Det lager av torv som överlagrar den sulfidhaltiga jorden förbrukas med tiden som den odlas med följd att grundvattenytan måste

sänkas ytterligare vilket leder till ytterligare oxidation. På detta sätt kommer oxidationen att ske djupare ner i jordprofilen.

En annan konsekvens av torrläggning och dränering av sulfidhaltiga jordar är oxidation av Fe^{2+} joner till Fe_{3+} då fosfatjoner ofta binds till järnhydroxider och därmed blir otillgängliga för upptag av växter. Den stora mängd kalk som är nödvändigt för att kunna odla på dessa jordar ökar hastigheten på oxidationsprocesserna som frigör sulfat, dvs påskyndar urlakningen av svavel, samtidigt som bildade vätejoner neutraliseras av kalken. Man bör således vara försiktig med kalkning på organogena jordar eftersom kalken stimulerar mineralisering vilket leder till ökad bortodling av organiskt material och risk för nitratutlakning.

Minskad tillväxt av grödor, metallupptag i grödor, potentiellt upptag i betande djurbesättningar är problem som kan uppstå i samband med nyttjandet av sura sulfatjordar i jordbrukssammanhang. Odling på sura sulfatjordar kan även leda till förhöjda koncentrationer av mangan, koppar, nickel och järn i exempelvis spannmål. De förhöjda värdena kan potentiellt utgöra en hälsorisk om metallerna tas upp av betesdjur och i nästa steg av människor.

Utfällningar av metallhydroxider kan även direkt påverka växters fotosyntes genom att blockera klyvöppningar och ”kväva” bladen. Groning och tidiga stadier är de mest sårbara perioderna i växternas livscykel och sålunda kan stress, exempelvis i form av utfällningar på jorden, påverka en växts etableringsförmåga vilket kan påverka vegetationsdynamiken och orsaka andra ekologiska förändringar i ekosystemen såsom minskad födotillgång och förlust av livsmiljöer för fåglar och andra djur.

Problemjordar och klimatförändringar

Identifiera problemjordar

I Danmark undersöktes redan under 1980-talet förekomsten av pyrithaltiga jordar, framför allt i områden som tidigare varit havsbottnen. Även i Finland finns heltäckande kartor för ”problemjordar”. I Sverige finns ingen heltäckande kartering över var sulfidjordar finns. Uppskattningar baseras främst på Litorinahavets utbredning, förekomst av gyttja, gyttjehaltig jord eller sjö- och havssediment samt markprovtagning i ett begränsat antal områden.

Eftersom det kan innebära stora negativa effekter på växt och djurliv då metaller läcker från dräneringsvatten är det viktigt att även i Sverige kunna identifiera områden där det finns risk för bildning av sura sulfatjordar i samband med dikningar och dräneringar. Med kunskap om hur sulfatjordar bildas bör till viss del riskområden kunna pekas ut genom att använda tillgängliga GIS-skikt, exempelvis från SGU, Lantmäteriet, Jordbruksverket samt Länsstyrelserna. Användbara GIS-skikt är exempelvis:

- Jordartskartan (finkorniga samt organiska jordarter): Silt och lera, torv, gyttja och svämsediment
- Höjdmodell (Grid 2+) för identifiering av lågområden
- Dikningsföretag (kartor + problem med igensättning av dikningsledningar)
- Jordbruksblock (för att eventuellt få en indikation på markavvattning som inte är dikningsföretag)
- Ortofoto (eventuellt identifiera ockrapåverkade jordar)

Många av våra vattendrag har karterats och data från karteringarna har lagts in i den nationella databasen för biotopkartering. Möjligen kan man där även hitta information om järnutfällningar som noterats i samband med kartering.

Då nya riskområden identifierats bör markprover (stickprov) tas i områdena för att konstatera förekomst av potentiellt sura sulfatjordar. I norra Sverige där järnmonosulfid dominerar är färgen på jorden svart men den oxiderar snabbt i kontakt med syre och jorden får en grå färg redan efter några timmar. I dessa områden kan det räcka med en visuell granskning och en enkel pH-mätning på markprofilen för att konstatera om det är en potentiellt sur sulfatjord. Dock måste man göra mer djupgående analyser av jordens buffringsförmåga för att kunna konstatera om det rör sig om verkligt sur sulfatjord.

Genom att använda flygmätningar enligt VLF-metoden (Very Low Frequency) vilken mäter hur marken leder elektrisk ström kan man beräkna markens resistivitet. Sura sulfatjordar förväntas ha en högre elektrisk konduktivitet (låg resistivitet) eftersom halten av elektriskt ledande material som bland annat järnsulfider men även klorid är högre. Idag finns data för stora delar av Sverige vilka kan ses i SGU:s kartgenerator. Man har även använt andra geoelektriska metoder för mark i syfte att mäta resistivitet mer detaljerat.

Man kan även mäta konduktivitet i vatten för att identifiera sura sulfatjordar i tillrinningsområdet. Ett ökat innehåll av bland annat sulfat och metaller resulterar i förhöjd konduktivitet. I Västerbotten fann man en stark korrelation mellan konduktiviteten och sulfathalt. Slutsatsen var att konduktivitet är en tydlig indikator på sura sulfatjordar om värdet ligger över 9 mS/m. Dock har akvatiska miljöer i jordbruksintensiva områden ofta högre konduktivitet vilket minskar metodens användbarhet i dessa områden. I näringsrika vatten är konduktiviteten högre än 15 mS/m och kan i jordbrukslandskapet vara upp emot 100 mS/m. Saltpåverkade vattendrag nära kusten har också väldigt hög konduktivitet. Att använda enbart konduktivitet för att identifiera problemjordar fungerar därför troligtvis inte i jordbruksintensiva områden eller kustnära vattendrag.

Klimatförändringar och effekter på järn- och aluminiumurlakning från invallningar

Som nämnts tidigare påverkar klimatet urlakningar från sulfatjordar. Beroende på vilken modell som används beräknas medeltemperaturen i Sverige öka med 3–6 grader fram till 2100. Temperaturökningen kommer främst ske under vintern i norra Sverige. Det kommer generellt att bli mer nederbörd under vinter och vår. Framför allt kommer det att märkas i Norrlands inland eftersom vårfloden kommer tidigare när temperaturen ökar. Somrarna kommer att bli torrare men samtidigt blir det vanligare med häftiga regnskurar med mycket regn under kort tid.

Den ökande temperaturen och nederbörden kommer att påverka vattentillgång och flödesregimer. Vattentillgången kommer, sett över hela året, att öka på Västkusten och i norra Sverige. En ökad avdunstning kommer däremot att ge minskad vattentillgång i sydöstra Sverige. Vinterflödena väntas öka medan vårfloden bli lägre i stort sett hela landet. På sommaren kommer vattentillgången bli lägre än idag, framför allt i östra Götaland.

Klimatförändringar bidrar till att växtsäsongen blir längre och växtzonerna flyttas norrut på grund av ökad temperatur. Även vilket typ av grödor som odlas kan komma att förändras. Exempelvis kan majs odlas längre norrut i landet. Dessutom kan det bli en ökad odling av höstsådd spannmål. Ökad nederbörd främst höst och vår kan innebära påfrestningar för de dräneringssystem som finns idag. Om man ska kunna utnyttja hela vegetationsperioden krävs en bra dränering.

Jordbruksverket har bedömt att nästan en tredjedel av Sveriges åkermark behöver nydräneras eller dräneras om redan idag. Med ökad belastning på systemen kan kapaciteten behöva anpassas till ökade flöden. Klimatanpassningar för dagens relativt gamla invallningsföretag är underhåll samt förstärkning av vallarna för att klara högre vattennivåer. Man kan dessutom behöva byta ut gamla

pumpar till de med högre kapacitet för att klara mer regn på vintern, framför allt om det blir ökad höstsådd.

Invallningsföretagen på låglänta partier i landskapet ligger ofta på gamla sjöbottnar, svämplan eller kärrområden. Marknivån har ofta sjunkit genom odling och därmed nedbrytning av organiskt material. Det innebär att det tillgängliga dräneringsdjupet minskar och man kan därför tvingas att öka dikesdjupet och bygga nya pumpstationer på en lägre nivå för att kunna fortsätta bruka marken när det kommer mer regn på kortare tid.

Den största avrinningen sker idag under vår och höst vilket resulterar i lägre pH och högre halter av metaller i vattendrag och diken i områden med sura sulfatjordar under dessa årstider. Dock är det en utspädningseffekt av att det vid hög avrinning även är mycket vatten/högt flöde i de vattendrag och diken som tar emot vattnet från de sura sulfatjordarna. pH har visat sig vara relativt högt i vattendrag och diken i områden med sura sulfatjordar under vintern vilket eventuellt kan förklaras med att markerna är frusna och vattnet därför inte kan transporteras genom den sura sulfatjorden. Även på sommaren är pH i vattendrag och diken oftast högt. Grundvattennivån är då låg och dräneringsrören ligger vanligtvis över grundvattennivån. En hypotes är därför att avrinningen från jordbruksmark under sommaren är relativt låg.

De torrare somrar som förväntas inträffa ökar däremot svaveloxidation och man kan därför förvänta att pH i vattnet minskar under efterföljande höst då nederbörden och därmed avrinningen ökar. Ju torrare somrar desto djupare når syret i jorden (lägre grundvattennivåer) vilket ökar mängden syra och metaller som kan sköljas ur under efterföljande höst. Förutom en torr sommar krävs således en hög avrinning för att syra och metaller ska spolas ut från marken till vattendrag och diken. De perioder med häftiga regn som förväntas öka under sommaren kommer troligtvis inte innebära att vattnet når djupare lager i marken utan avrinningen kommer till stor del att ske på markytan. Sålunda bör en klimatförändring med häftiga skyfall under sommaren inte innebära någon större urlakning från de sura sulfatjordarna.

Poolen med oxiderbara sulfider i jorden förbrukas successivt med dräneringsdjupet. Sålunda minskar den sura sulfatjordens miljöpåverkan med tiden. Klimatförändringar i sig påverkar därför troligtvis inte, i det stora hela, den miljöpåverkan som sura sulfatjordar har. Däremot kan förändringar i klimatet förlänga tiden som ett dike och vattendrag har dålig vattenkvalitet, exempelvis genom att torrare somrar ökar oxidationsdjupet i den sura sulfatjorden och därmed ökar mängden syra och metaller som når vattendraget då avrinningen ökar under hösten.

Mildare vintrar kan tidigarelägga avrinningen från sura sulfatjordar och perioden med surt vatten i diken och vattendrag. En tidigarelagd period med lågt pH i vattnet under vårvintern kan gynna de arter av såväl fisk som evertebrater som har sin reproduktion förlagd till våren. Även nederbörden förväntas öka under vinter och vår. Längre perioder med nederbörd medför att vattnet når djupare i marken och sålunda kan mängden syra och metaller i det avrinnande vattnet öka.

Åtgärder för att minimera urlakning från invallningar och dränerad åkermark

Återvätning av mark och återskapade av våtmarker

Som tidigare nämnts är det när en våtmark eller sjö dräneras och jordlagren syresätts som järnsulfider löses upp och surgörning av marken sker. Järnet sköljs sedan ut med dräneringsvattnet och hamnar i vattendrag där det fälls ut som järnockra när pH är tillräckligt högt. Genom att avsluta dräneringen av marken kan man återskapa vattennivån och återväta marken. På så sätt förhindras syresättning av jorden och det sker en betydande minskning av järnutfällningar samt en ökning av

pH. Höjningen av pH vid en dränkning av marken bidrar därmed till flera positiva miljöeffekter: aluminium och oorganiska fraktioner av aluminium minskar vilket bidrar till att vattnets akuta giftighet för fisk och andra vattenorganismer minskar. Även halterna av Cd, Ni, Zn, Mn och flera andra metaller minskar i vattnet vid en återväta.

Återvätning kan vara en attraktiv åtgärd för markägaren om kostnaderna för pumpning och underhåll är för stora vid en invallning, speciellt på torvmarker där det mullhaltiga lagret odlats bort. Tillstånd måste dock sökas för att riva invallningen och/eller lägga ner invallningsföretaget.

Ett problem med denna metod kan vara att surstötar och läckage av metaller förekommer inledningsvis när man återväter eftersom de redan oxiderade metallerna urlakas till vattnet. Om vattenståndet inte hålls tillräckligt högt är det dessutom risk för att järnet lätt börja fälla ut igen. I det övre jordlagret återbildas reducerade järnsulfider, vilka snabbt kan oxidera igen vid t ex torka. Det tidigare oxiderade jordlagret kan vara surt i mer än två år efter man har återvätt marken.

Det kan därför vara viktigt att fundera på hur man kan minska risken att surt vatten med mycket järn sköljs ut ur den återskapade våtmarken efter ett regn om våtmarken varit uttorkad (så att järnet binds igen i våtmarken och inte sköljs bort). Speciellt viktigt är det om det är riktigt sura förhållanden, då det inte räcker med att återväta för att höja pH. Det finns dock studier som visar att om man tillför organiskt material till en sur jord kan man få en mindre försurning vid torka. Anledningen är att det organiska materialet fungerar som en energikälla för mikroorganismer, vilket gör att mindre mängd järnsulfider kan oxideras till fritt järn och svavelsyra.

Reglerbar dränering

En annan åtgärd kan vara reglerbar dränering där man tillåter markvattennivån att stå högre före och efter växtsäsongen. Reglerad dränering har rekommenderats sedan länge i Sverige när man dränerar. Huvudsyftet är då att hindra att järnet fälls ut i dräneringsrören för att i stället transporteras bort till recipienten. Även idag har man sett att reglerbar dränering minskar problem med rostutfällningar i ledningar i områden med mycket järn i marken.

Principen med reglerbar dränering bygger på en regleringsbrunn där man kan ställa nivån på grundvattnet. Om nivån i regleringsbrunnen är högre än dräneringsdjupet ligger även rören under vatten. Genom att höja vattennivån kan man förhindra urlakning av järn och att försurande svavelsyra bildas. Andra positiva effekter är ett bättre kväveupptag, mindre gödselbehov, minskad vattenavrinning och därmed minskat näringsläckage. Reglerbar dränering fungerar bäst i flacka områden (maximal lutning 2 %) med relativt täta jordarter. Vid högre lutning krävs fler regleringsbrunnar vilket ökar kostnaden.

Kalkning

Genom att kalka höjs pH i försurad mark och i vattendrag. Effekterna av försurningen bekämpas men kalkning tar inte bort det egentliga problemet med sura jordar som läcker metaller och försurande ämnen.

En variant är att leda dräneringsvattnet genom ett **kalkfilter**. Genom att höja pH får man en snabbare utfällning av järn som fastnar i filtret. Ett stort problem med kalkfilter är dock att de redan efter något år sätter igen och filtermaterialet måste bytas ut. Det finns nyare anläggningar med en omrörare av filtermaterialet så man slipper byta så ofta. I flera finska studier har man sett en tydlig effekt av kalkfilter, speciellt i kombination med reglerad dränering. Koncentrationen av lösta metaller minskade och pH ökade i dräneringsvattnet efter kalkfiltret. Sulfatjorden låg här ca två meter under markytan. I en annan försöksuppställning, där den sura sulfatjorden låg grunt, ca en meter under

markytan, kunde man dock inte se någon effekt av kalkfilter på varken pH, svavelsyra eller lösta metaller i dräneringsvattnet.

Kalkning av mark kan vara nödvändigt för att bruka sura marker. Kalken tränger dock inte alltid tillräckligt långt ner i marken för att nå de djupare liggande sura sulfatjordlagren. En så pass omfattande markbearbetning kan bli för dyr för att vara effektivt. Dessutom behöver kalkdosen vara mångdubbelt högre än vid normal kalkning för att ge någon effekt på sura sulfatjordar. I de fall då vattnet blir väldigt surt kan man **kalka i vattendraget** och då går utfällningen av metallerna snabbare. Man kan på så sätt minska de negativa effekterna av försurning på växter och djur, men vid höga metallhalter får man i stället utfällningar av både metallhydroxider och kalk- och metallföreningar.

Biosfärområde Kristianstads Vattenrike
– bra för natur och människa

Den här rapporten ingår i Biosfärkontoret Kristianstads Vattenrikes skriftserie **Vattenriket i fokus** (ISSN 1653-9338). Här publiceras rapporter och inventeringar som utförts på uppdrag eller i samarbete med Biosfärkontoret. Rapporterna går att ladda ner från vattenriket.kristianstad.se/fokus.

Läs mer och se kontaktuppgifter på hemsidan
vattenriket.kristianstad.se

Kristianstads kommun

Vattenriket

unesco
Biosfärprogrammet