

Våtmarken i Fredriksdalsviken fungerar som en effektiv järn- och aluminiumsänka

ERIK NILSSON 2025

MVEM14 EXAMENSARBETE FÖR MASTERSEXAMEN 30 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Erik Nilsson

MVEM14 Examensarbete för Mastersexamen 30 hp, Lunds universitet

Huvudhandledare: Emma Kritzberg, Funktionell Ekologi, Lunds universitet

Biträdande handledare: Caroline Björnerås, Funktionell Ekologi, Lunds universitet

Extern handledare: Per Torstensson, limnolog på Biosfärskontoret, Kristianstad Vattenrike

CEC - Centrum för miljö- och klimatvetenskap

Lunds universitet

Lund 2025

Abstract

Leakage of iron and aluminium from acid sulphate soils has received more and more recognition in Sweden during recent years. Research show that key drivers for this release of metals is lowered groundwater levels and aeration of sulphide soils which turns the soils into acidic sulphate soils. This can cause extensive degradation of the surrounding environment which has been observed downstreams Helge å and around Fredriksdalsviken nature reserve in Kristianstad municipality.

The aim of this study was to examine at the newly constructed wetland in Fredriksdalsviken and see how well it traps iron and aluminium, where most of the metal sedimentation occurs in the wetland, and how these metals are affected by pH, oxygen and water flow. The aim was also to look at what aquatic macroinvertebrates that manage to establish in the wetland.

To achieve this, I took water samples every other week in the wetland during winter and spring. I measured pH, turbidity, oxygen saturation and water flow. To estimate sedimentation rates of iron and aluminium, I constructed an experiment in the laboratory with water from the inlet of the wetland where pH and oxygen levels were manipulated. I furthermore installed sedimentation traps in the different sedimentation basins. Once in a month I also collected aquatic macroinvertebrates with a mesh net in the inlet and the outlet of the wetland.

The constructed wetland is an efficient sink for iron and aluminium and the concentrations decrease along the wetland. Sedimentation rates increased when pH was higher and sedimentation rates of iron also increases with higher oxygen saturation. Flow seems to play a vital role for the transport of metals with peak concentrations of iron during higher flows. Diversity of aquatic macroinvertebrates was low in the inlet and the outlet of the wetland, as indicated with low Shannon-Wiener index.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Tänk dig att vegetationen till ett närliggande naturområde var helt täckt av rödbruna rostlager. Faktum är att befolkningen i Kristianstad fick bevittna detta längs med strandängarna intill Helge å efter stora översvämningar under sommaren 2007. Metallutfällningarna som huvudsakligen bestod av järn och aluminium påverkar omkringliggande natur och djurliv negativt. Frågan är vart föroreningarna kommer ifrån och hur vi kan stoppa spridningen till Helge å? Jo, spridningen kan stoppas genom att exempelvis bygga våtmarker med det specifika syftet att ta upp järn och aluminium. Det är vad Kristianstad Vattenrike påbörjade under 2023 i Fredriksdalsviken naturreservat, men hur väl fungerar våtmarken som sänka för järn och aluminium?

Läckage av järn och aluminium är av forskning att döma vanligt i kustnära områden där sulfidjordar har bildats. Problematiken i Fredriksdalsviken är att odlingslandskapet består av just sulfidjord. Eftersom odlingslandskapet är invallat med syftet att sänka grundvattenytan syresätts jorden vilket gör marken sur och både järn och aluminium blir lösligt. Den huvudsakliga problematiken till järn och aluminium läckage är därmed bortpumpning av vatten från den invallade odlingsmarken för att upprätthålla en lägre grundvattennivå än omkringliggande områden och Helge å. Läckaget kommer vidare att fortsätta såvida dränering och pumpning inte avslutas.

När flödet sedan ökar likt vid översvämningen 2007 transporteras metallutfällningarna till omkringliggande natur vilket påverkar både växter och djurlivet negativt. Samtidigt som utfällningarna av metaller kan påverka natur och djurliv negativt förstörs naturupplevelsen när markvegetationen är rödbrun snarare än grön. Fredriksdalsviken är dessutom skyddat som både naturreservat och Natura-2000 område med höga naturvärden vilket gör det ännu viktigare att skydda från försurning och metallföroreningar. Därför har Kristianstad Vattenrike byggt en våtmark för att stoppa spridningen av järn och aluminium till omkringliggande natur samt Helge å.

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. Sedimentation och sedimentationshastighet av järn och aluminium undersöktes närmare. Till sist genomfördes en artinventering för att undersöka vilka vattenlevande organismer som klarar av att etablera sig i våtmarken.

Studien visade att våtmarken var en effektiv sänka för järn och aluminium. Detta då betydande mängder järn sedimenterade i början av våtmarken och då järnhalten minskade från bassäng till bassäng längs med våtmarken. Ett förhöjt pH leder till ökad sedimentationshastighet av järn och aluminium. En ökad syretillgång ökade även sedimentationshastigheten av järn. Flödet verkar ha en stor påverkan på mängden järn i våtmarken då den högst uppmätta järnhalten i inloppet var under perioden med högst flöde. Artdiversiteten var låg vid både inloppet och utloppet då beräknade Shannon-Wiener index var låga. Vattenlevande makrovertebrater har det svårt att etablera sig i våtmarken.

Eftersom våtmarken är den första i Sverige med det specifika syftet att ta upp järn och aluminium är det av stor miljövetenskaplig relevans att undersöka hur väl våtmarken fungerar. Vidare kan våtmarken i Fredriksdalsviken föregå som exempel för vad som fungerar och vad som inte fungerar för framtida liknande våtmarksprojekt. Det är relevant för att lokalt skydda höga naturvärden i Fredriksdalsviken och Helge å men även globalt då sura sulfatjordar även är ett globalt miljöproblem vid kustnära slätter. Studien undersökte inte hur våtmarken fungerade vid höga flöden, vilket bör undersökas i framtida studier.

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1 <i>Bakgrund.....</i>	2
1.1.1 Fredriksdalsviken.....	2
1.1.2 Våtmarkens konstruktion	2
1.2 <i>Syfte och frågeställningar.....</i>	2
1.3 <i>Avgränsningar.....</i>	3
2. Material och metod	4
2.1 <i>Fältarbete.....</i>	4
2.1.1 Vattenprovtagning	4
2.1.2 Sedimentfällor.....	5
2.1.3 Artinventering	5
2.2 <i>Laboratorieexperiment</i>	6
2.2.1 Sedimentering	6
2.2.2 Järn- och aluminium analys.....	6
2.3 <i>Statistisk analys</i>	6
2.4 <i>Etisk reflektion.....</i>	7
3. Resultat	8
3.1 <i>Järnkonzentrationer i våtmarkens olika delar</i>	8
3.2 <i>Sedimentation i våtmarkens olika delar.....</i>	8
3.3 <i>Effekt av pH, syremättnad och flöde på järn- och aluminiumhalter.....</i>	9
3.4 <i>Artinventering</i>	13
4. Diskussion	14
4.1 <i>Fredriksdalsvikens våtmark är en effektiv sänka för järn och aluminium</i>	14
4.2 <i>Ökad sedimentering av järn och aluminium med högre pH och syretillgång</i>	14
4.3 <i>Flödets effekt på järn i våtmarken.....</i>	15
4.4 <i>Låg biodiversitet i våtmarken</i>	16
4.5 <i>Potentiella åtgärder för våtmarken.....</i>	16
4.6 <i>Framtida studier och metoddiskussion.....</i>	17
4.7 <i>Miljövetenskaplig relevans</i>	17
5 Slutsatser	19
6 Tack.....	20
Referenser	21
Appendix:.....	23

1. Inledning

I samband med att stora områden längs med de södra delarna av Helge å blev översvämmade under sommaren 2007 uppmärksammades kraftiga järnutfällningar på vegetationen när vattnet hade dragit sig tillbaka (Åbjörnsson et al., 2018). Fredriksdalsviken som ligger i Kristianstadsområdet och i nära anslutning till Helge å var ett område som påverkades av järnutfällningarna. Kristianstad är beläget med stor risk för översvämningar, både från havet och från Helge å (Länsstyrelsen Skåne, 2021) och med de pågående klimatförändringarna kommer risken för översvämningar att öka. Kristianstad Vattenrike tog sig an utmaningen att försöka förstå problematiken och vad källan till spridningen var.

Kristianstad Vattenrike utsågs år 2005 till Sveriges första biosfärsområde. Tanken med området är att bevara höga naturvärden, samt att tillsammans med olika aktörer öka förståelsen för lokalt relevanta miljöproblem och att utveckla strategier för att nå ett ekologiskt, socialt och ekonomiskt hållbart samhälle (Unesco Biosfärprogrammet, u.å.). Kristianstad Vattenrike tog år 2021 fram ett handlingsprogram för biosfärsområdet och en del av arbetet syftar till att öka förståelsen om läckage av järn och aluminium från invallad odlingsmark och dikningar (Vattenriket, 2021).

För omkring 7000 år sedan var stora delar av Kristianstadsslätten täckt av vatten och en del av litorinahavets utbredningsområde (Sohlenius et al., 2009; Åbjörnsson et al., 2018). Detta är av intresse då dagens utbredning av sulfidjordar i Sverige till stor del följer litorinahavets utbredningsområde (Pousette, 2010). I sulfidjordar är bland annat pyrit (FeS_2) vanligt förekommande och så länge jordarna inte exponeras för syre kan pyrit föreligga oförändrat i jorden i tusentals år (Madsen, 2005). När sulfidjordar däremot kommer i kontakt med syre, kan de reagera kraftigt och omvandlas till sura sulfatjordar, vilket kan påverka omgivande natur negativt (SGU, 2020). Pyrit förväntas då inte längre vara stabilt utan oxiderar, vilket i sin tur möjliggör bildandet av järnoxider eller järnsulfater och vidare produceras svavelsyra vilket surgör jorden (Madsen et al., 1985). När pyrit oxideras kan flertalet associerade ämnen så som järn göras lösliga (Sohlenius & Öborn, 2004). En stor del av det järn som blir lösligt i vattnet och sprids vidare till våtmarksområdet i Fredriksdalsviken är tvåvärt järn (Fe^{2+} ; Shahabi-Ghahfarokhi et al., 2022). När jorden frisätter järn och blir sur kan även aluminium göras lösligt (Lax & Sohlenius, 2006).

Läckage av järn och aluminium från sur sulfatjord har observerats i dräneringsvatten från invallad odlingsmark i Fredriksdalsviken, vilket vidare ansamlas i ett dike och pumpas ut till närliggande våtmarksområde och naturreservat (Shahabi-Ghahfarokhi et al., 2022). Spridning av järn och aluminium har allvarliga konsekvenser för vattenlevande organismer och enligt Madsen (2005) har järnutfällningar i vatten så pass stor påverkan att fisk och makrovertebrater kan få det svårt att etablera sig. Aluminium i ytvatten påverkar även djurlivet negativt då det är toxiskt (SGU, 2024a). Järn och aluminium från sur sulfatjord är inte enbart toxiskt för djur utan även för växter och vegetation (Vo Quang Minh et al., 2024).

Kunskapen om sura sulfatjordars utbredning i södra delen av Sverige har länge varit väldigt begränsad. Nyligen har förekomsten av sura sulfatjordar i Sverige undersökts för att i förebyggande syfte kunna anlägga våtmarker och restaurera områden samt etablera en metod för att undvika att närliggande ekosystem påverkas negativt (Åström et al., 2024). Utbredningen av sura sulfatjordar i södra delen av Sverige visade sig vara betydligt större än man tidigare hade trott (Åström et al., 2024). Sur sulfatjord är ett globalt miljöproblem vid kustnära slätter och ett högaktuellt ämne (Nyman et al., 2023).

Under 2023 började arbetet med att konstruera en våtmark i Fredriksdalsviken. Våtmarken konstruerades med syftet att fånga upp järn och aluminium från närliggande sur sulfatjord och därmed hindra spridningen av järn och aluminium till närliggande områden med höga naturvärden och till Helge å (Vattenriket, u.å.a). Våtmarken har varit i drift i mindre än ett år och kan ses som en pilotanläggning i Sverige och den första med syftet att ta hand om järn och aluminium.

1.1 Bakgrund

1.1.1 Fredriksdalsviken

För ca 75 år sedan invallades ett 100 hektar stort område för odling vid Fredriksdalsviken. Invallningen gjordes för att sänka grundvattenytan vilket ger goda förutsättningar för odling, så länge området inte översvämmas. Därav har en utdikning genomförts för att dränera vatten från odlingsmarken. Förutom det har ett nätverk med dräneringsledningar lagts ner i jorden för att enkelt leda bort dräneringsvattnet till diket varifrån vattnet pumpas bort (Åbjörnsson et al., 2018). När vattnet dräneras bort från odlingsmarken syresätts djupare lager av jorden. Detta möjliggör bildandet av järnoxider eller järnsulfater då pyrit oxiderar och vidare kan svavelsyra produceras som surgör jorden (Madsen et al., 1985). För att begränsa spridningen av järn och aluminium från den sura sulfatjorden konstruerade Kristianstad Vattenrike en våtmark i direkt anslutning till diket i Fredriksdalsviken.

Våtmarken ligger i Fredriksdalsvikens naturreservat och har koordinaterna 56°04'47"N 14°07'56"E. Fredriksdalsviken är förutom naturreservat statligt skyddat som Natura-2000 område (Länsstyrelsen, u.å.a). Området är 92 hektar stort vilket inkluderar Helge å. Området har ett rikt fågelliv och är av stor betydelse för häckande fåglar (Länsstyrelsen, u.å.a).

1.1.2 Våtmarkens konstruktion

Våtmarken är uppbyggd som en u-formad omloppsbana varvid dräneringsvattnet från diket pumpas upp och leds in i våtmarken. Sedan transporteras vattnet vidare genom våtmarkens samtliga delar tills det når utloppet (Figur 1). Omsättningstiden i våtmarken är beräknad att vara runt 8 timmar, detta utifrån avvattning på 300 hektar till pumpen, volymen av våtmarken (mängden schaktmassor) och det vatten som lyfts över befintlig markyta. Den första delen av våtmarken i Fredriksdalsviken är en djupare sedimenteringsdamm (1-2m), där majoriteten av det järn och aluminium som finns i vattnet förhoppningsvis ska sedimentera. Därefter transporteras vattnet vidare till ett grundare och genomsläppligt stenparti, där vattnet ska syresättas för att tvåvärt järn (Fe^{2+}) ska oxideras till trevärt järn (Fe^{3+}) som har lägre löslighet i vattnet och därför tenderar att falla ut och sedimentera (Shahabi-Ghahfarokhi et al., 2022).

Lösligheten av järn minskar vid ett ökat pH och Fe^{3+} har en maximal utfällningshastighet vid pH omkring 8 (Pham et al., 2006). Vilken form aluminium och järn befinner sig i är starkt pH drivet (SGU, 2024a; Shahabi-Ghahfarokhi et al., 2022). Under sura förhållanden blir aluminium mer lösligt och när pH stiger igen kan det falla ut lägga sig på botten av våtmarken. Lösligheten av aluminium är vanligen lågt vid pH mellan 5,5 – 8,5 (SGU, 2024a).

Vegetationsytan i nästa del av våtmarken är avsedd att ytterligare syresätta vattnet och fånga upp järn och aluminium som inte redan har sedimenterats. Batty och Younger (2002) hävdar att växter (vegetation) är en viktig del för att nå låga koncentrationer av järn i utgående vatten. Kaveldun (*Typha latifolia*) har placerats i Fredriksdalsviken då denna växt är vanlig i våtmarker. Kaveldun är dessutom ett billigt och miljövänligt alternativ som klarar av att ta upp betydande mängder järn (Meitei & Prasad, 2021). Därefter finns ytterligare sedimentationsytor följt av vegetationsytor. När vattnet når utloppet ska halterna av järn och aluminium vara så pass låga att vattnet inte påverkar omkringliggande natur och Helge å negativt.

1.2 Syfte och frågeställningar

Det huvudsakliga syftet med studien var att undersöka funktionen av den anlagda våtmarken i Fredriksdalsviken och om den är en effektiv sänka för järn och aluminium. Vidare var syftet att undersöka om våtmarken är ett bra verktyg för att minska spridningen av metaller till omkringliggande natur och Helge å. Detta för att undvika negativa effekter för det närliggande ekosystemet och djurlivet. Syftet var även att genomföra en artinventering av våtmarken för att undersöka vilken biologi som har etablerat sig och klarar av att leva i våtmarken. Tanken är att med detta underlag kunna motivera

hur väl våtmarken fungerar för Kristianstad Vattenrike och om möjligt ge förbättringsförslag, men även att öka förståelsen för våtmarken då det är Sveriges första med det tänkta syftet. Studien avser även att motivera värdet av våtmarken för framtida liknande våtmarksprojekt. Följande frågeställningar formulerades:

- Fångar våtmarken i Fredriksdalsviken järn och aluminium från dräneringsvatten och minskar spridningen till omgivande natur?
- Hur väl fungerar de olika sedimentationsdelarna i våtmarken
- Hur påverkar en variation i pH, syre och flöde sedimentering av järn och aluminium?
- Vilka vattenlevande makrovertebrater klarar av att etablera sig i våtmarken?

1.3 Avgränsningar

Studien är avgränsad till att genom fältarbete och labbarbete undersöka våtmarkens funktion. Metaller som studerats är enbart järn och aluminium. På grund av problem med aluminiumanalyserna har ett större fokus lagts på järn jämfört med aluminium. Övriga variabler som studerats i fält är pH, syrgas, turbiditet och flöde. Temperatur var en variabel som uteslöts i denna studie. Studien avgränsades till att undersöka funktionen av sedimentationen och hur väl de olika sedimentationsbassängerna fungerade. Vegetationsdelarna undersöktes därför inte i detalj och hur väl kaveldun tar upp järn och aluminium uteslöts. Vattenprovtagningen avgränsades till vintern och våren. En artinventering av våtmarken genomfördes, men enbart vid inloppet och utloppet av våtmarken då halterna av järn och aluminium anses vara högst respektive lägst där. Utöver det genomfördes en översiktlig litteraturstudie över det aktuella kunskapsläget.

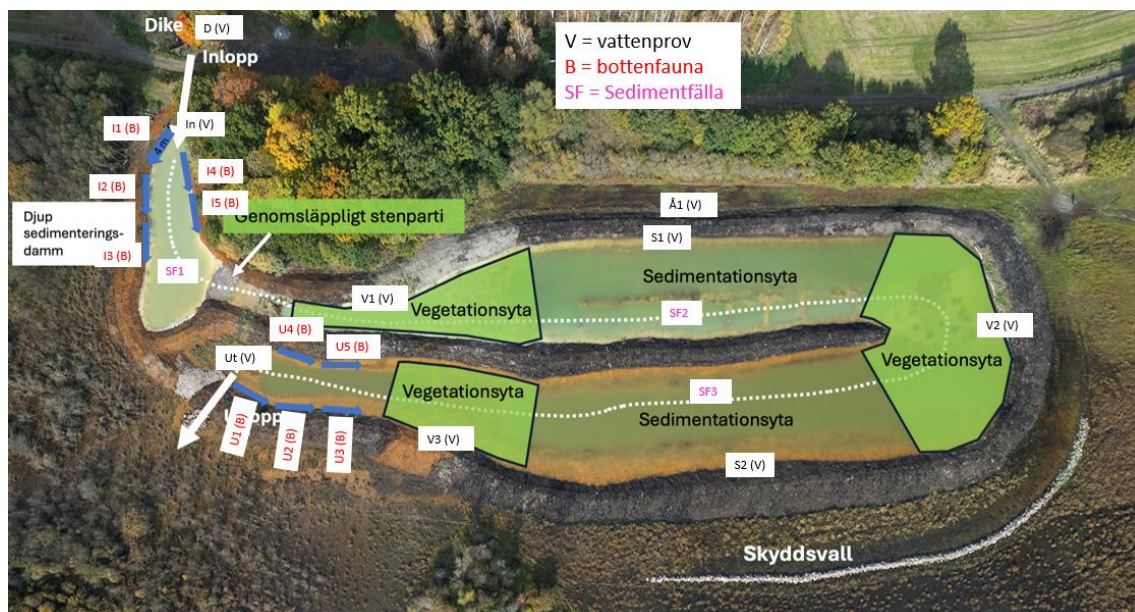
2. Material och metod

För att undersöka hur väl våtmarken fungerar genomfördes kontinuerliga provtagningar av våtmarkens olika delar. Förutom järn- och aluminiumkoncentrationer i vattnet, mättes pH, syrgashalt, turbiditet och flöde för att undersöka vilka förhållanden som är optimala för sedimentation. För att undersöka hur sedimentationen av järn och aluminium fungerade i våtmarken genomfördes ett sedimentförsök i laboratoriet och sedimentfällor placerades ut i våtmarken. En artinventering genomfördes vid inloppet och utloppet för att undersöka vilka vattenlevande makrovertebrater som har etablerat sig i våtmarken.

2.1 Fältarbete

2.1.1 Vattenprovtagning

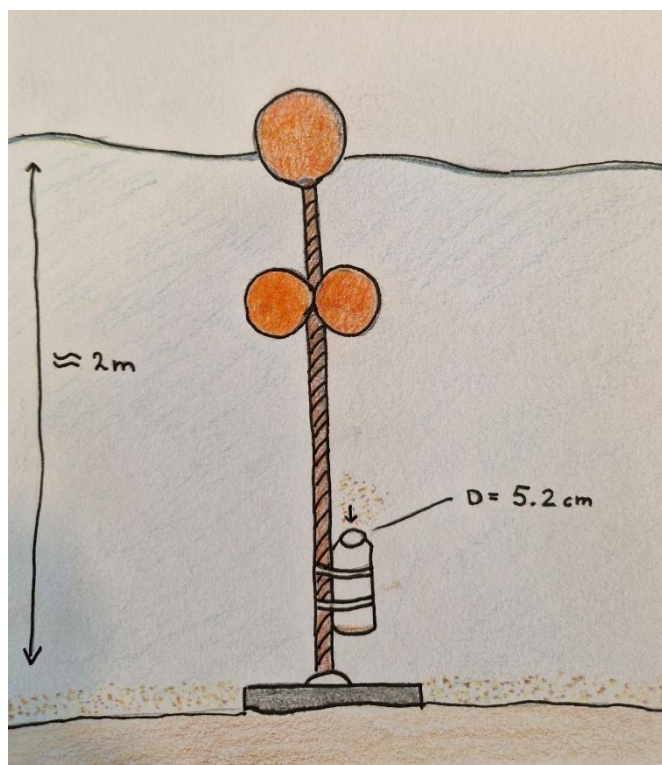
Vattenprovtagningen genomfördes varannan vecka under våren 2025 med start den 17 januari och slut den 25 april. En provtagning genomfördes även den 13 december 2024. Vid provpunkterna (D (diket), In (inloppet), V2 (vegetationsyta 2) och Ut (utloppet)) togs prover kontinuerligt enligt Figur 1. Utöver det genomfördes enstaka provtagningar inom våtmarken vid (V1, V3 och S1-S2 (sedimentationsytor)) och utanför våtmarken vid (Å1) när stora delar av området var översvämmat av vatten från Helge å. Totalt genomfördes provtagning av 9 olika lokaler enligt Figur 1. Vid provtagningen mättes syrgas med mätinstrumentet OxyGuard (Handy Polaris), turbiditeten med en turbiditetsmätare (HI 93703) och pH (913 pH Meter Metrohm). För senare bestämning av metallhalter togs ytliga vattenprover som förvarades i syradiskade polyetylenflaskor. Flaskorna transporterades därefter till Lunds universitet och förvarades i ett kylrum fram tills analys av järn och aluminium genomfördes. Tiden från provtagning till analys varierade från enstaka veckor upp till två månader. Turbiditet och pH-mätningar genomfördes i fält eller i laboratoriet i direkt anslutning till provtagningen. Flödesmätningar genomfördes med hjälp av en flowtherm NT vid både inloppet och utloppet för att se hur variation i flödet kan påverka järn- och aluminiumhalter. Som komplement till flödesmätningarna användes kontinuerliga flödesmätningar från Kristianstad (Barbacka; Appendix, Figur 1A; DHI, u.å.).



Figur 1: Konceptuell bild över den anlagda våtmarken (gjord av Kristianstad Vattenrike). Figuren visar våtmarkens olika delar (inlopp, sedimenterings-damm, genomsläppligt stenparti, vegetationsytor, sedimentationsytor och utlopp) samt provtagningspunkter av både vattnet (V) och bottenfauna (B). Dessutom visas placeringen av sedimentfällorna (SF). Samtliga provpunkter för denna studie är tillagda till den konceptuella bilden.

2.1.2 Sedimentfällor

För att mäta sedimentationshastigheten i våtmarken placerades en sedimentfälla ut, i den djupare sedimentationsdammen, i sedimentationsyta 1 och i sedimentationsyta 2 (SF 1-3, Figur 1). Varje sedimentfälla bestod av en tyngd, ett rep, tre bojar och en provflaska som samlade upp sedimenterat material (Figur 2). Tyngden släpptes ner i våtmarken fastsatt i ett rep, provflaskan ankrades fast på repet och för att repet skulle vara spänt fanns en boj placerad vid ytan samt två bojar något under ytan. Sedimentfällorna låg ute i våtmarken under två omgångar, de låg ute i nio respektive åtta dagar vid de två omgångarna. Sedan hämtades fällorna in för att analysera torrsvikt 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 inlopps-bassängen. Det sedimenterade materialet vägdes före och efter frystorkning och torrsvikten av det sedimenterade materialet beräknades. Sedimentationshastigheter av det sedimenterade materialets torrsvikt ($\text{g cm}^{-2} \text{ dag}^{-1}$) räknades ut genom att torrsvikten dividerades med arean på öppningen (21 cm^2) av provflaskan samt antalet dagar som sedimentfällorna var utplacerade i våtmarken.



Figur 2: Illustrering över sedimentfällornas konstruktion. Sedimentfällorna bestod av en ytlig boj, två bojar placerade under vattenytan för att repet ner till botten skulle vara spänt, en vikt och en provflaska. Diametern för provrörets öppning var 5,2 cm och djupet var ca 2 m vid sedimenteringsytorna.

2.1.3 Artinventering

För att hämta in vattenlevande organismer från våtmarken användes håvar vid både inloppet och utloppet för att undersöka extremerna. Vid både inloppet och utloppet provtogs fem transekter vardera (I1-I5, U1-U5, Figur 1). Transekterna mättes upp till fyra meter längs med kanten av våtmarken.

Transekterna delades upp i tre sektioner, vid varje sektion drogs en håv fram och tillbaka fem gånger i både sedimentet och vattenrymden (totalt 15 gånger vid varje sektion och 45 gånger för varje transekt). Insamlat material fördelades i separata burkar för varje transekt. I laboratoriet plockades, sorterades och räknades vattenlevande organismer som fixerades med 70% etanol. Vid ett senare tillfälle artbestämde de vattenlevande organismerna, med hjälp av stereomikroskop och tillgänglig litteratur (Mandal-Barth, 1988; Mandal-Barth, 2000).

2.2 Laboratorieexperiment

2.2.1 Sedimentering

För att experimentellt testa hur sedimentationen påverkas av olika syre- och pH-förhållanden utfördes ett experiment med vatten från våtmarkens inlopp (provtagning den 19 mars). Vattnet fördelades i 12 stycken 500 ml plastcylindrar. Fyra olika behandlingar utfördes och replikerades tre gånger: kontroll, syrebubbling (O_2), pH-höjning (pH), och både syrebubbling och pH-höjning ($O_2 + \text{pH}$). För att se till att O_2 - och $O_2 + \text{pH}$ -behandlingarna blev syremättade bubblades behandlingarna med luft under 20 minuter. För att höja pH från 6.1 (kontroll) till 7 tillsattes natriumhydroxid (NaOH). Därefter genomfördes kontinuerliga mätningar av metallhalterna 5 cm under vattenytan under en 24 timmars period. Prover togs sedan efter 30 minuter, 1, 2, 4, 8 och 24 timmar. För att kunna analysera järn och aluminium separat från varandra fördelades varje provtagning upp i två olika behållare. Samtliga prover frystes för att vid ett senare tillfälle analysera järn- och aluminiumkoncentrationer. Syre och pH mättes vid start, efter fyra timmar, efter åtta timmar och efter 24 timmar.

2.2.2 Järn- och aluminium analys

För de tidiga vattenprovtagningarna analyserades totala metallhalter med ICP-OES (Perkin Elmer Optima 8300; optical emission spectrometer). Detta för att få en övergripande bild över vilka metaller som förekom i våtmarken samt i vilka koncentrationer. För merparten av provtagningarna analyserades både tvåvärt järn (Fe^{2+}) och trevärt järn (Fe^{3+}) med hjälp av ferrozine metoden (Viollier et al, 2000). Ett ferrozine-komplex tillsattes för att binda in till Fe^{2+} vilket bildar färgen magenta och sedan mättes absorbansen vid 562nm. För att mäta hur mycket järn som förelåg som Fe^{3+} tillsattes både ett reduceringsmedel (hydroxylaminhydroklorid) och en buffert (ammoniumacetat) för att reducera Fe^{3+} till Fe^{2+} och sedan mättes absorbansen återigen. Utifrån kalibreringskurvor med kända Fe^{2+} -koncentrationer före och efter reduktionssteget var det möjligt att beräkna den totala järnhalten ($\text{Fe}^{2+} + \text{Fe}^{3+}$) i proverna. Reagensberedning och tillvägagångssätt för analysmetoden finns beskrivna i (Viollier et al., 2000).

Vid sedimenteringsförsöket användes ett analys-kit (Hach LCK301) för att analysera aluminium. De prover som analyserades var ett av replikaten från kontroll-, O_2 -, pH- och $O_2 + \text{pH}$ -behandlingen vid start, 30 minuter, 1, 2, 8 och 24 timmar. För att aluminiumkoncentrationerna skulle hamna inom detektionsgränserna (0,02 – 0,5 mg/L) späddes proverna och pH justerades till 2,5 – 3,5 med salpetersyra (HNO_3) för att undvika utfällning. Sedan användes en spektrofotometer (DR1900) för att detektera aluminiumhalten.

2.3 Statistisk analys

När all data var insamlad analyserades datan först i Excel där stapeldiagram, punktdiagram och spridningsdiagram konstruerades. För att testa för statistiskt signifikanta korrelationer mellan två kontinuerliga variabler: total järnhalt tot-Fe (mg/L), pH, turbiditet, syremättnad (O_2 (%)) och flöde användes *Pearsons korrelation* (bivariat) i SPSS Version 30. Detta genomfördes för att undersöka vilka parametrar som samverkar med järn och potentiellt påverkar järnhalten i våtmarken.

För att testa om sedimentationshastigheten skilde sig mellan behandlingarna (kontroll, O₂, pH och O₂ + pH) analyserades järnhalter över tid med *repeated measures anova* i SPSS. Efter det användes ett *post-hoc Tukey-test* för att parvis identifiera vilka behandlingar som var signifikant skilda från varandra. Standardavvikelser och felstaplar beräknades för järn men inte för aluminium i sedimentförsöket. Detta då betydligt fler järnanalyser genomfördes och då det fanns tre replikat för respektive behandling medan det för aluminiumanalyserna fanns begränsat med mätutrustning och enbart tillräckligt för ett replikat från respektive behandling. Vidare var det inte möjligt att ta med felmarginaler för aluminium vid sedimentförsöket.

För att analysera artdiversiteten i inloppet och utloppet beräknades Shannon-Wiener Diversitetsindex. Shannon-Wiener är ett välkänt index som tar hänsyn till artantal, antalet individer av den enskilde arten (abundans) och hur jämnt fördelat det är mellan arter (Shannon, 1948). Som komplement till Shannon-Wiener index beräknades "rank abundans-kurvor" i Excel för att tydliggöra beräknade index och skillnader mellan inlopp och utlopp.

2.4 Etisk reflektion

Hur vattenlevande organismer hanteras vid artinventeringen är av etisk relevans. Dessutom är det viktigt att information från Kristianstads Vattenrike hanteras och presenteras på rätt sätt. För att hantera dilemmat med vattenlevande makrovertebrater ska de regler som finns följas. Makrovertebraterna som identifierades var ryggradslösa och i dessa fall krävs inga tillstånd enligt Jordbruksverket (2024). Dock är det viktigt att tänka på att de metoder som används är så lindriga som möjligt för organismerna. Därmed användes 70% etanol för att snabbt slå ut makrovertebraterna. För att inte använda information på fel sätt kontrollerades studien med extern kontaktperson vid Kristianstad Vattenrike innan slutlig inlämning.

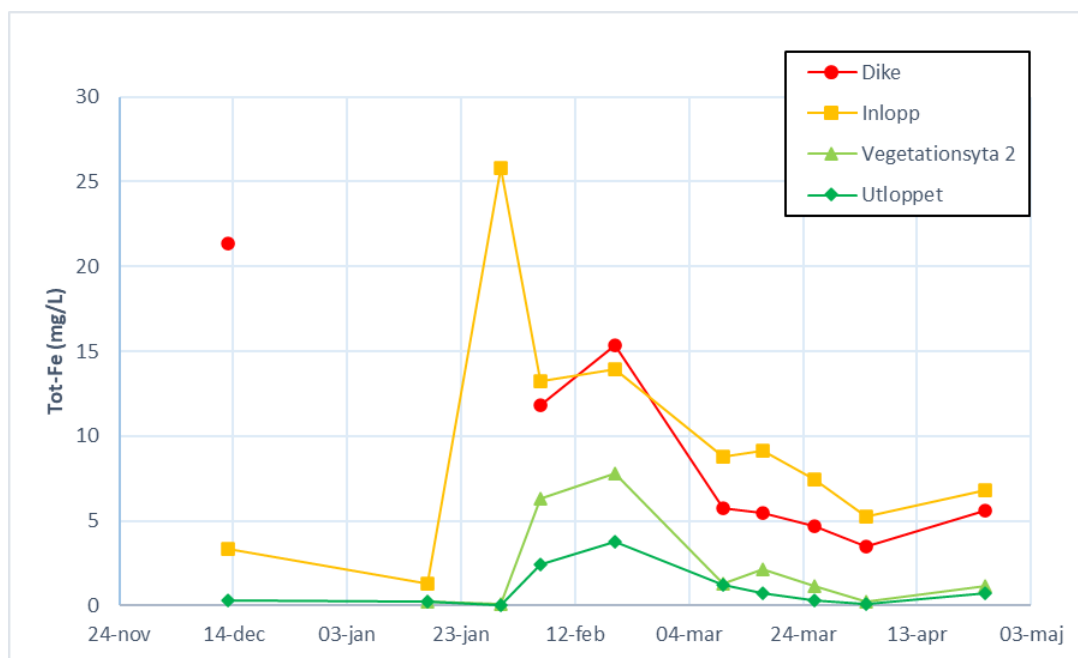
Studien är av hög miljövetenskaplig relevans då den ger större inblick i hur toxisk våtmarken är och vilka organismer som klarar av att leva i våtmarken. Då både järn och aluminium kan medföra negativa effekter och vara toxiska för djurlivet är det av högsta relevans att inte låta höga halter spridas vidare till höga naturvärden i Fredriksdalsviken (Madsen, 2005; SGU, 2024a). En ökad förståelse kommer att ges för våtmarkens betydelse och hur väl den fungerar som sänka för järn och aluminium. Vidare ger studien en inblick i hur väl våtmarken kan fungera som skydd för omkringliggande natur i Fredriksdalsviken. Fungerar inte våtmarken som den ska, kanske ytterligare skyddsåtgärder är lämpliga för att stoppa spridningen av järn och aluminium. Då våtmarken är en pilotanläggning och Sveriges första med sitt tänkta syfte är det av stor vikt att presentera hur våtmarken är uppbyggd, vilka förhållanden som förekommer i området och om den fungerar. Inte enbart för Fredriksdalsviken och Kristianstad Vattenrike utan även för framtida liknande våtmarksprojekt.

3. Resultat

Det största fokuset i resultatet är riktat till provtagningslokalerna diket, inloppet, vegetationsyta 2 (mittpunkt av våtmarken) och utloppet eftersom flest provtagningar är genomförda här då dessa datapunkter anses täcka hur våtmarken i det stora hela fungerar. Vid enstaka datum har fler lokaler undersökts för att få en djupare inblick i hur väl de olika delarna tar upp järn och aluminium.

3.1 Järnkoncentrationer i våtmarkens olika delar

Den totala järnhalten under våren var högst vid diket och inloppet med en maximal järnhalt på 25,6 mg/L i början av provtagningsperioden (Figur 3). Järnhalten i diket var betydligt högre än i inloppet i början av provtagningsperioden men de följer varandra mot slutet varvid inloppet har en något högre järnhalt än diket. Vid utloppet och vegetationsyta 2 var järnhalten betydligt lägre än i inloppet och diket under provtagningsperioden. Vegetationsyta 2 och utloppet hade en maximal järnhalt den 19 februari följt av en nedåtgående trend och denna nedåtgående trend är noterbar även för diket och inloppet. Järnkoncentrationerna var konsekvent lägre i utloppet jämfört med inloppet och koncentrationerna följer varandra i de olika delarna.



Figur 3: Total järnhalt i diket, inloppet, vegetationsyta 2 och utloppet vid de olika provtagningarna under provtagningsperioden.

3.2 Sedimentation i våtmarkens olika delar

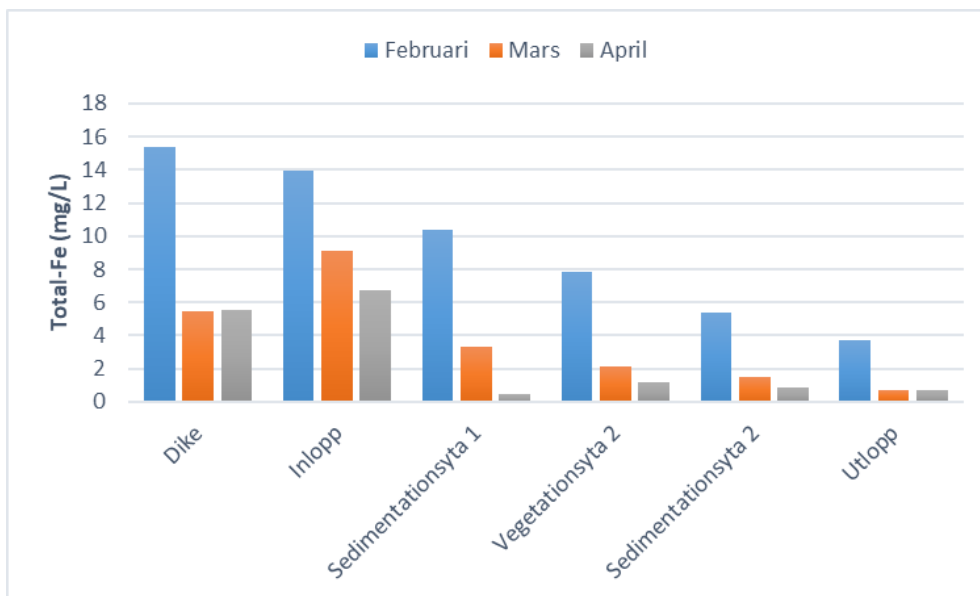
Den procentuella minskningen i järnhalt mellan inloppet och utloppet var markant under hela provtagningsperioden (Tabell 1). Den procentuella minskningen i järnhalt mellan inloppet och utloppet var som lägst 70,4 % och som högst 99,9 % (medel 87,9 %). Den huvudsakliga sedimentationen av järn sker i början av våtmarken och mellan inloppet och sedimentationsyta 1 skedde en minskning på 26 – 93 % när tre provtagningstillfällen jämfördes (Figur 4). Den procentuella minskningen från

bassäng till bassäng går sedan ner längs med våtmarken. Förutom mellan sedimentationsyta 1 och vegetationsyta 2 den 25 april där en ökning på 10 % sker.

Sedimentationshastigheten (torrvikt sedimenterat material) för sedimentationsyta 1 beräknades vid den första omgången till 11,0 mg cm⁻² dag⁻¹ och till 2,7 mg cm⁻² dag⁻¹ för sedimentationsyta 2. Under den andra omgången sedimentfällorna var utplacerade var sedimentationshastigheten lägre. För sedimentationsyta 1 beräknades då sedimentationshastigheten till 0,91 mg cm⁻² dag⁻¹ och till 0,35 mg cm⁻² dag⁻¹ för sedimentationsyta 2.

Tabell 1: Järnhalter under våren i inloppet och utloppet samt den procentuella minskningen från inloppet till utloppet under provtagningsperioden.

Datum	Inlopp (mg/L)	Utlopp (mg/L)	Procentuell 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



Figur 4: Total järnhalt i diket, inloppet, sedimentationsyta 1, vegetationsyta 2, sedimentationsyta 2 och utloppet i våtmarken i Fredriksdalsviken vid tre provtagningsstillfällen (19 februari, 17 mars och 25 april).

3.3 Effekt av pH, syremättnad och flöde på järn- och aluminiumhalter

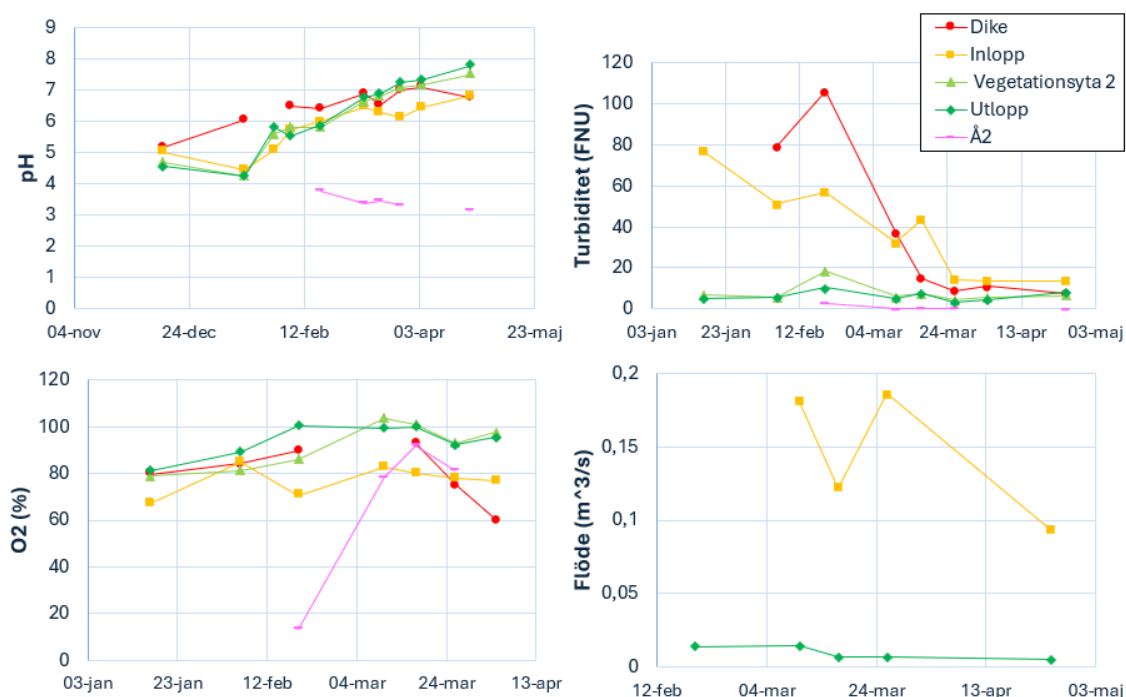
Trenden för pH var uppåtgående under provtagningsperioden och pH var generellt högst i diket (Figur 5). Vid utloppet och vegetationsyta steg pH från runt 4,6 till runt 7,7 under provtagningsperioden samtidigt som pH vid inloppet steg från runt 5,0 till runt 6,8. För inloppet var pH något lägre

än för övriga provlokaler inom våtmarken mot slutet av provtagningen. Å1 (stående vatten utanför våtmarken) hade ett genomgående lågt pH på mellan 3 - 4.

Turbiditeten var högst i diket och i inloppet (Figur 5). Den högsta uppmätta turbiditeten vid diket var 106 FNU och 77 FNU vid inloppet. Turbiditeten varierade stort i diket och i inloppet men var nedåtgående under provtagningsperioden. Turbiditeten var betydligt lägre vid vegetationsyta 2 och utloppet jämfört med inloppet. Samtliga provlokaler förutom inloppet hade den högsta turbiditeten den 19 februari. Å1 stack ut med ett nästintill klart vatten och en turbiditet på högst 2,8 FNU.

Syremättnaden var högst vid utloppet under stora delar av provtagningsperioden. Den var även hög vid vegetationsyta 2 (Figur 5). I inloppet var syremättnaden lägre (som lägst 67 %) än övriga provlokaler under stora delar av provtagningsperioden. Bortsett från diket ser trenden för syremättnaden och de flesta provlokalerna ut att vara något uppåtgående. Å1 stack återigen ut och hade den lägsta uppmätta syremättnad på 13 %.

Flödet var lågt i våtmarken men det var högre vid inloppet jämfört med utloppet (Figur 5). Vattennivån var som högst 1,44 möh den 12 januari och har sedan dess sjunkit över provtagningsperioden (DHI, u.å.; Appendix, Figur 1A).



Figur 5: Förändring i pH, turbiditet (FNU), syremättnaden (%) och flöde (m³/s) under våren vid diket, inloppet, vegetationsyta 2, utloppet och Å1 (stående vatten utanför våtmarken).

Det fanns ingen statistisk signifikant korrelation mellan järnhalt och pH ($r = -0,22$, $p = 0,15$; Figur 6), 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.

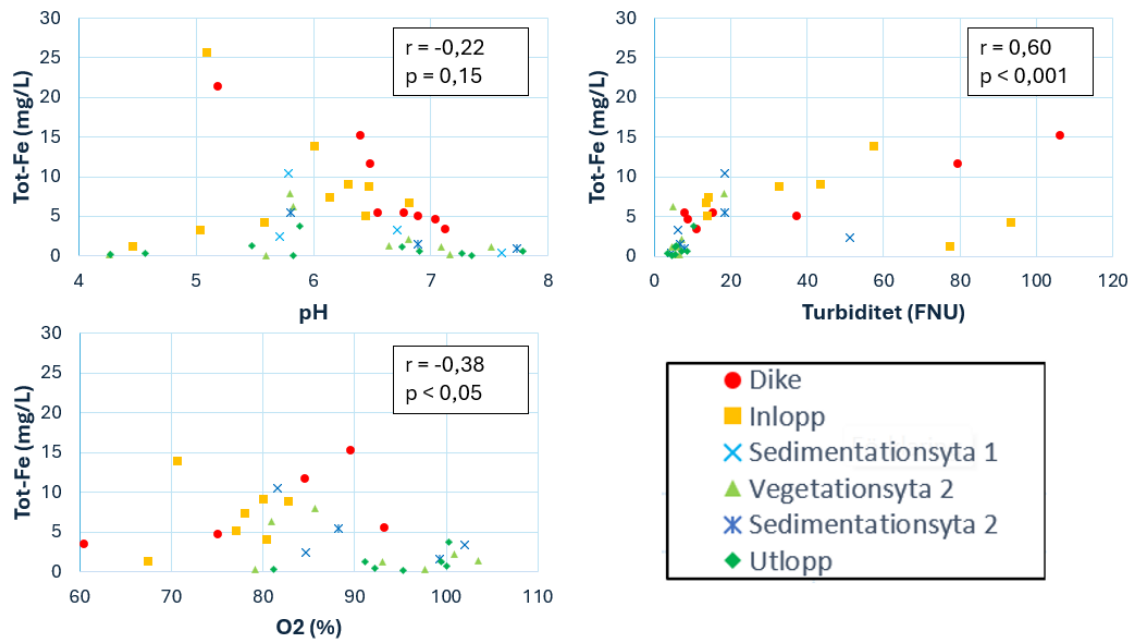
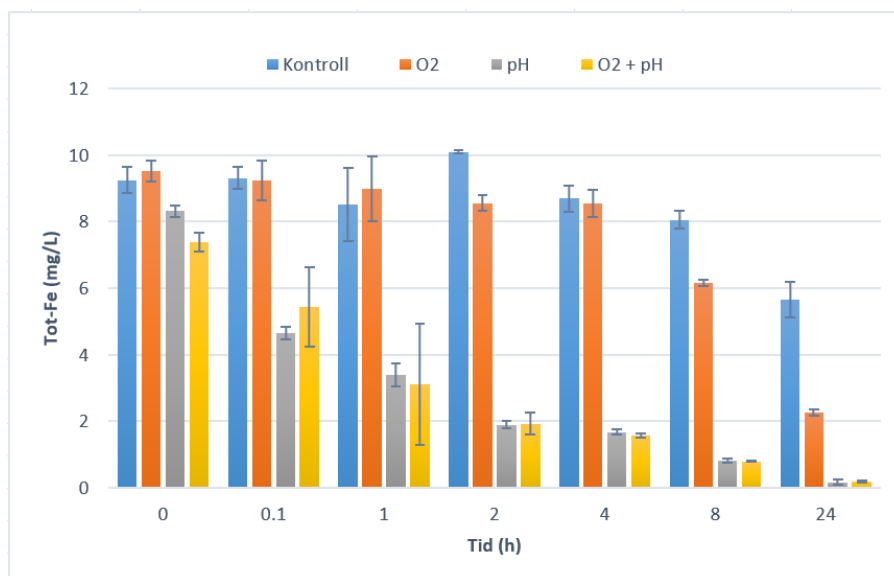


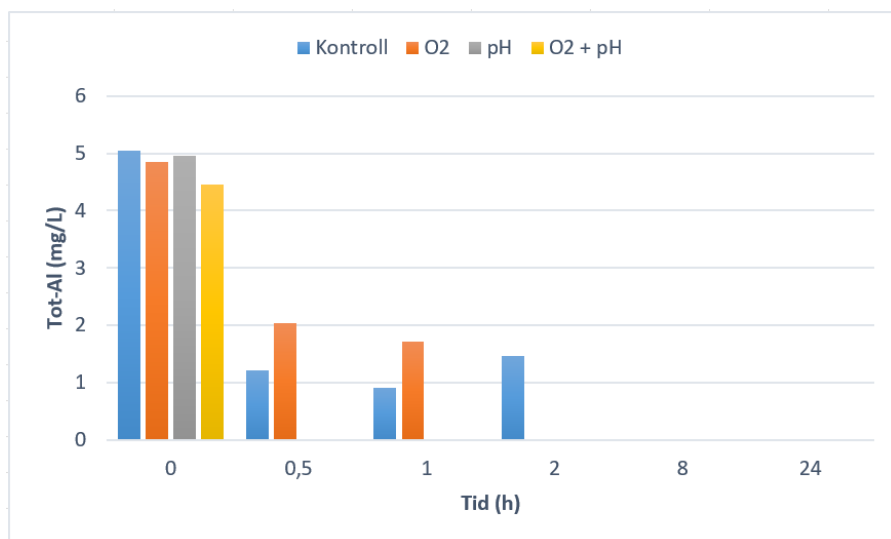
Figure 6: Spridningsdiagram och Pearson korrelationskoefficient (r) för den totala järnhalten gentemot pH, turbiditet och syremättad (%). Dike, inlopp, sedimentationsyta 1, vegetationsyta 2, sedimentationsyta 2 och utlopp är undersökta lokaler. P-värde för respektive korrelation visas.

I början av sedimentationsförsöket var den totala järnhalten runt 9 mg/L i kontrollbehandlingen och den O₂-behandlingen), medan övriga behandlingar hade något lägre järnhalt (Figur 7). I pH-behandlingen minskade järnkonzentrationen i de översta 5 centimetrarna redan under den första timmen under sedimentationsförsöket, liksom i behandlingen som kombinerade pH-höjning och syresättning. Järnhalten i de två nämnda behandlingarna betedde sig på liknande sätt och sjönk nästan ner till 0 mg/L efter 24 timmar. I O₂-behandlingen och kontrollbehandlingen minskade järnhalten betydligt långsammare, men mer av järnet hade sedimenterat i O₂-behandlingen jämfört med kontrollbehandlingen efter 24 timmar. När O₂-behandlingen syresattes ökade även pH och pH-nivån var till en början högre än för pH behandlingen (Appendix, Figur 2A). Vid användning av en variansanalys med upprepade mätningar (repeated measures ANOVA) erhöles en signifikant effekt av behandling ($F = 140,9$, $p < 0,001$) och post-hoc Tukey visade på signifikant skilda medelvärden av den totala järnhalten för kontrollbehandlingen gentemot övriga behandlingar (P-värde: O₂ < 0,05, pH < 0,001 och O₂ + pH < 0,001). Tid hade en signifikant effekt för den totala järnhalten i behandlingarna ($F = 47,4$, $p < 0,001$).

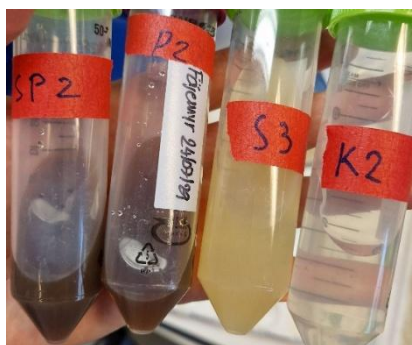
Vid starten av sedimentationsförsöket var aluminiumhalten runt 5 mg/L för kontroll behandlingen (Figur 8). Resultatet visade att aluminium var starkt pH drivet och redan efter en halvtimme var aluminiumhalten under detektionsgränsen (<0,02 mg/L) för pH-behandlingen och O₂ + pH-behandlingen. Aluminium fälldes ut och sedimenterade snabbare än järnet i försöket. Redan efter 2 timmar låg aluminiumhalten i O₂-behandling under detektionsgränsen. För kontrollbehandlingen tog det mellan 2 och 8 timmar för aluminium att hamna under detektionsgränsen. Att minskningen av järn och aluminium i vattenfasen var olika stor i de olika behandlingarna visade sig även i en tydlig färgskillnad av det sedimenterade materialet efter 24 timmar (Figur 9).



Figur 7: Minskning i järnhalt i vattenfasen under en 24 timmars period i ett sedimentationsförsök. Medelvärden (staplar) och standardavvikelser (felstaplar) är beräknade från tre replikat i de olika behandlingarna.



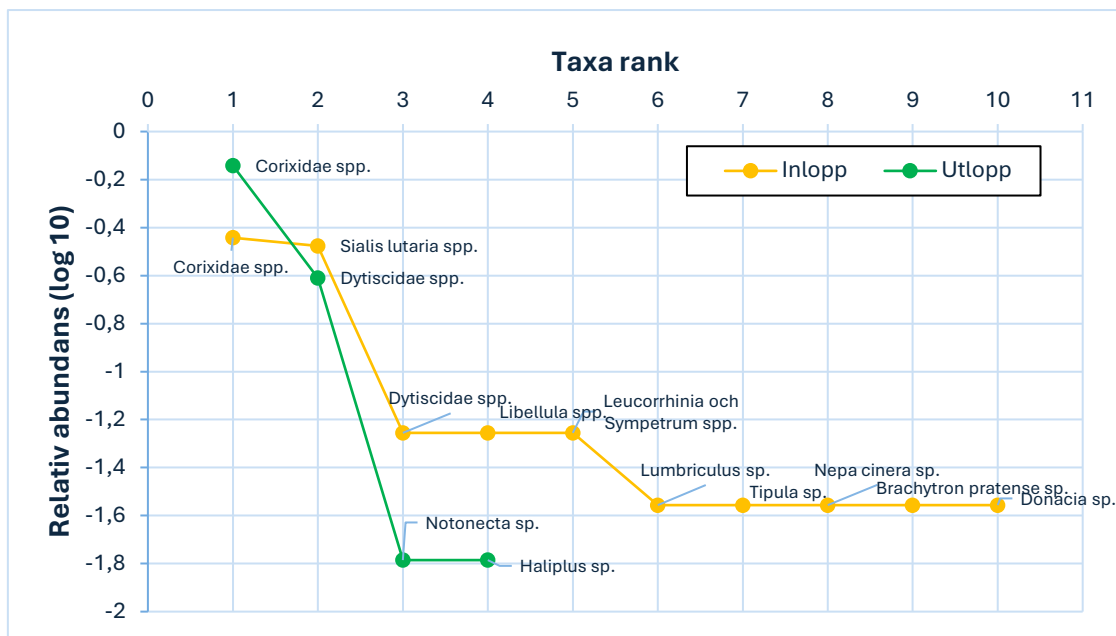
Figur 8: Minskning i aluminiumhalt i vattenfasen under en 24 timmars period i ett sedimentationsförsök i de olika behandlingarna.



Figur 9: Bilden visar vatten och sedimenterat material efter 24 timmar i de fyra olika behandlingarna (kontroll, O₂, pH och O₂ + pH) från sedimentationsförsöket.

3.4 Artinventering

I inloppet noterades totalt 36 individer och 10 taxa över fem provtagningstillfällen (Appendix, Tabell 1A). Vid utloppet noterades totalt 61 individer och 4 taxa. Diversiteten i våtmarken var låg och för inloppet beräknades diversitet-indexet 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. I utloppet var diversiteten lägre än i inloppet, även fast fler individer noterades vid utloppet och det berodde framför allt på att *Corixidae spp.* (buxsimmare) dominerade (Figur 10). Av totalt 61 individer vid utloppet var 44 *Corixidae spp.*, följt av 15 *Dytiscidae spp.* (dykarbaggar), följt av en *Notonecta sp.* (ryggsimmar) och en *Halipus sp.* (skalbagge; Appendix, Tabell 1A). 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 (Appendix, Tabell 1A). Rank abundans-kurvorna tydliggör att artrikedomen i inloppet var högre samtidigt som individerna var mer jämnt fördelade mellan taxa. Taxan med högst rank (1 och 2) var taxan som hade högst relativ abundans.



Figur 10: Artrikedomen och artjämnheten i inloppet och utloppet i form av rank abundans-kurvor. X-axeln visar den relativa abundansen (log 10) och y-axeln visar taxa-rank. Det latinska namnet för samtliga taxa finns med för respektive rank (det svenska namnet finns med i Appendix, Tabell 1A).

4. Diskussion

4.1 Fredriksdalsvikens våtmark är en effektiv sänka för järn och aluminium

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. Under rådande förhållanden i Fredriksdalsviken var den procentuella minskningen av järn från inloppet till utloppet väldigt hög och i snitt minskade järnhalten med 88% under provtagningsperioden. Den huvudsakliga sedimentationen sker i början av våtmarken i Fredriksdalsviken. Den 19 februari sker en minskning i järnhalt på 26 % mellan inloppet och sedimentationsyta 1, medan järnhalten den 17 mars minskade med 64 % vid samma del och den 25 april minskade järnhalten med 93 %. Detta är i enighet med våtmarkens syfte där den djupare sedimenteringsdammen i inloppet är tänkt att direkt fånga och sedimentera majoriteten av de metaller som pumpas in. I liknande våtmarkssystem har det åskådats liknande resultat och mycket av järnet sedimenterar i början av systemet vilket tyder på att våtmarker är ett effektivt verktyg för att sedimentera järn i ett tidigt skede (Batty et al., 2008). Längs med våtmarken var den procentuella minskningen av järn gradvis mindre och mindre från bassäng till bassäng. Detta är positivt då det är ett bevis på att vegetationsytorna och sedimentationsytorna i senare delar bidrar till att sänka järnhalten ytterligare. Följande resultat är i enighet med vad Batty och Younger (2002) har hittat, det vill säga att vegetation är en viktig del i våtmarker för att nå låga järnkoncentrationer i utgående vatten.

Sedimentfällorna gjorde det visuellt tydligt att mer hade sedimenterats i inloppet under en och en halv vecka, följt av sedimentationsyta 1 medan sedimentationsyta 2 hade minst sedimenterat material. Sedimentationshastigheten för sedimentationsyta 1 var högre än för sedimentationsyta 2 vid både omgång ett och två för sedimentfällorna. Att sedimentationshastigheten var högre vid sedimentationsyta 1 jämfört med 2 är rimligt då denna bassäng ligger närmre inloppet och då halten av järn minskade längs med våtmarken.

Eftersom analyser av aluminium från provtagningarna inte var tillförlitliga och ytterligare aluminium analyser var tvungna att genomföras med andra spädningar togs beslutet att utesluta resultatet från aluminium. Detta på grund av brist om tid. Därför diskuteras främst järn och det finns lite oklarheter kring aluminium. Däremot genomfördes några mätningar av aluminium från sedimentationsförsöket med hjälp av test-kittet vilket visade aluminiumhalter på runt 5 mg/L i vattnet från inloppet. Vidare finns det stora indikationer på att våtmarken även tar upp betydande mängder aluminium även om det finns begränsat med resultat för aluminium.

4.2 Ökad sedimentering av järn och aluminium med högre pH och syretillgång

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. Detta är rimligt då Vo Quang Minh et al., (2024) i sin studie skriver att tillgängligheten och lösligheten av Fe^{2+} och Al^{3+} gynnas av ett lägre pH. Enligt Pham et al., (2006) minskar lösligheten av järn med ett ökat pH, och

utfällningshastigheten av Fe^{3+} är som högst vid ett pH nära 8, vilket stämmer överens med observerat resultat.

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. Lösligheten av aluminium är enligt SGU (2024a) starkt pH drivet och som lägst vid pH mellan 5,5 – 8,5. Under sedimentförsöket låg pH inom detta spann och det är därför troligt att ett förhöjt pH påskyndade sedimenteringen av aluminium. Korrelationen mellan pH och aluminium testades dock inte statistiskt på grund av begränsade analysresultat.

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 rost-brun färg än O_2 och kontrollbehandlingen.

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 O_2 -behandlingen var den signifikant lägre efter 24 timmar för O_2 -behandlingen. Det som däremot var intressant var att i samband med syrebubblingen av O_2 -behandlingen steg pH samtidigt vilket indikerar att syre och pH har en interaktion. Däremot går funderingarna mot om det var pH eller syresättningen som påverkade sedimenteringshastigheten i denna behandling. Samtidigt är det rimligt att en ökad syretillgång leder till en lägre järnhalt i vattenfasen då Fe^{2+} oxiderar till den mindre lösliga formen Fe^{3+} (Shahabi-Ghahfarokhi et al., 2022).

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 Fe^{2+} minskar och att mer av järnet hålls kvar i löslig form. Davison (1993) hävdar även att vid syrefattigare förhållanden kan reaktivt trevärt järn (Fe^{3+}) reducera till Fe^{2+} och återgå till löslig form. Mycket av det ytliga sedimentet bestående av Fe^{3+} 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, 2024b). Vidare kan turbiditetsmätningar vara ett effektivt och snabbt mått på förväntade järnhalter. Turbiditeten var betydligt högre i inloppet jämfört med utloppet och sjönk långsamt med våtmarken. Detta var tydligt i fält då vattnet var mycket klarare vid utloppet jämfört med inloppet.

4.3 Flödets effekt på järn i våtmarken

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 falla ut (Weyhenmeyer et al., 2014; Flanagan et al., 1994). Utifrån flödesmätningar som kontinuerligt genomförs i Kristianstad (Barbacka) uppmättes den högsta vattennivån på 1,44 möh den 12 januari (Appendix, Figur 1A; DHI, u.å.). Vattennivån har sedan dess gradvis sjunkit under våren. Den höga vattennivån observerades även i fält då vattennivån nästan var i höjd med vallens övre gräns i våtmarken.

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. Detta resonemang stärks av att Nyman et al. (2023) i sin studie skriver att snösmältning och regn spolat med lösliga metaller från sura sulfatjordar, vilket i sin tur påverkar den omkringliggande naturen med både försurning och metallföroreningar.

Pågående klimatförändring leder dessutom till ett mer opålitligt klimat och mer frekventa förändringar i grundvattenivåer och grundvattenflöden (Jarsjö et al., 2020; Conrad et al., 2019). En sänkning av grundvattenytan syresätter sulfidjord vilket leder till att järn blir mobilt (Åbjörnsson et al., 2018), samt att pH sänks när sulfid oxiderar till sulfat vilket även lösliggör aluminium (Lax & Sohlenius, 2006). När flödet återigen ökar spolat troligen större mängder järn och aluminium med till våtmarken vilket skulle kunna förklara den höga järnhalten den 30 januari.

4.4 Låg biodiversitet i våtmarken

Biodiversiteten i våtmarken var låg, vilket grundas i att beräknat Shannon-Wiener index för inloppet och utloppet var lågt. I inloppet beräknades ett något högre diversitetsindex ($H = 0,74$) än för utloppet ($H = 0,31$) även fast antalet noterade individer i utloppet var högre. Anledningen till att diversiteten i inloppet var något högre var då fler taxa observerades samtidigt som fördelningen av antalet individer mellan taxa var mer jämn jämfört med utloppet. För utloppet var det i princip enbart två taxa som observerades vilket drar ner indexet (*Corixidae spp.* som dominerar följt av *Dytiscidae spp.*). Totalt noterades 97 individer vid fem provtagningsstillfällen, vilket inte var mycket med tanke på att fem lokaler i inloppet undersöktes och fem i utloppet vid samtliga provtagningar.

Observerat resultat indikerar att levnadsförutsättningarna i våtmarken inte är optimala och troligen har höga järn- och aluminiumhalter toxiska och negativa effekter på vattenlevande makrovertebrater vilket följande studier även har pointerat (Gerhardt, 1992; Madsen, 2005; Rasmussen & Lindegaard, 1988; Vuori, 1995; SGU, 2024a). Enligt Gerhardt (1992) kan totala järnhalter som uppmättes i våtmarken ($> 10 \text{ mg/L}$) påverka både rörelse och födointag för makrovertebrater. Fe^{2+} har direkta toxiska effekter för organismer och Fe^{3+} kan påverka organismers indirekt genom att förändra osmosreglering, metabolism och degradera bentiska habitat (Vuori, 1995). Enligt Rasmussen & Lindegaard, (1988) minskar diversiteten i vattendrag kraftigt vid Fe^{2+} nivåer mellan $0,2 \text{ mg/L}$ till 1 mg/L medan individantal kan vara ganska oförändrat. Vid Fe^{2+} nivåer mellan $1 - 10 \text{ mg/L}$ minskar både antalet taxa och antalet individer kraftigt. Vid inloppet av våtmarken var den totala järnhalten mellan $1 - 10 \text{ mg/L}$ under majoriteten av provtagningsperioden och även högre än så vid vissa datum vilket förklarar den låga diversiteten. Den totala järnhalten i utloppet var runt $0,2 - 1 \text{ mg/L}$ under stora delar av provtagningsperioden och även något högre vid vissa datum. Dock var diversiteten något högre i inloppet jämfört med utloppet men det beror på att flertalet av den taxa som noterades endast hade en noterad individ vilket drog upp diversiteten.

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.

4.5 Potentiella åtgärder för våtmarken

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 vatten 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.

4.6 Framtida studier och metoddiskussion

Eftersom det stora fokuset i denna studie låg på sedimentation av järn och aluminium inom våtmarken hade det i framtiden varit intressant att även undersöka hur väl vegetationsytorna fungerar och om vegetationen tar upp betydande mängder järn och aluminium. Då provtagningarna av flödet var bristfälliga i denna studie och då flödet började mätas först efter flödestoppen kan det i framtiden vara intressant att ytterligare undersöka hur högre flöden påverkar järn- och aluminiumhalten i våtmarken. Något som var utanför studiens kontroll var även att provperioden hade extremt låga nederbörd och därmed låga flödesbetingelser vilket vidare beskriver vikten av ytterligare provtagningar av flödet.

Eftersom det i denna studie fanns begränsat med tid och aluminium analyserna därmed blev få, ligger det stora fokuset på järn i denna studie och ytterligare provtagningar av aluminium borde genomföras. Provtagningsperioden var kort och inkluderade endast vintern och våren. Det kan därför vara av intresse för framtiden att även undersöka hur våtmarken fungerar under sommaren och hösten.

Då sedimenteringsförsöket i denna studie genomfördes när pH redan var relativt högt i inloppet (6,2) hade det även varit intressant att återupprepa försöket fast under lägre pH betingelser tidigare under provtagningsperioden för att se skillnader i sedimentationshastigheter.

För framtiden kan det även vara av intresse att kontinuerligt provta det omkringsliggande området (Å1). I detta område uppmättes ett väldigt lågt pH (pH 3 - 4) och järnhalten var även hög (18,1 mg/L). Det kan därför vara viktigt kontrollera så att metallhalter i alla fall inte stiger här. Vattnet kommer troligen från Helge å som svämmar över vid höga vattenflöden, samt från nederbörd, och detta betyder att området utanför våtmarken fortfarande riskerar metallföroreningar vid höga flöden.

Eftersom våtmarken har varit i bruk i mindre än ett år kan det ha påverkat den låga diversiteten från artinventering. Därför kan det vara intressant att i framtiden genomföra nya artinventeringar för att utröna hur toxisk våtmarken faktiskt är för vattenlevande makrovertebrater.

Något som hade varit intressant är att även undersöka vilken effekt temperatur har på sedimentation i våtmarken.

4.7 Miljövetenskaplig relevans

Studien är av hög miljövetenskaplig relevans då uppmätta järn- och aluminiumhalter kan påverka omkringsliggande natur och djurliv negativt (Gerhardt, 1992; Madsen, 2005; Rasmussen & Lindegaard, 1988; Vuori, 1995; Vo Quang Minh et al, 2024; SGU, 2024a). Därför är det viktigt att metallföroreningarna hanteras och koncentreras till ett begränsat område snarare än att de får spridas fritt. I Sverige är det den första våtmarken med syftet att fånga upp järn- och aluminium. Däremot har läckage av järn och aluminium från invallad odlingsmark länge varit ett omdiskuterat ämne i Danmark. Mycket av inspirationen till våtmarkens utformning har därför tagits från Danmark då de har mer erfarenheter än Sverige. Redan 1985 stiftades en lag i Danmark (Okkerloven) som förbjuder dränering inom riskområden för att undvika järnläckage. Vidare är det viktigt att undersöka våtmarkens funktion i Fredriksdalsviken, men även att undersöka och implementera nya metoder för att kunna optimera våtmarken och nå riktigt låga koncentrationer av metallerna i utgående vatten. Som exempel har Kristianstad Vattenrike förutom inspirationen från Danmark lagt till ett genomsläppligt stenparti med tanken att syresätta vattnet och ytterligare fälla ut Fe^{2+} som inte oxiderats ännu.

Genom att undersöka våtmarkens funktion erhålls kunskap om vad som fungerar och inte. Vidare kan den nya kunskapen som denna studie bidrar med förenkla för framtida liknande våtmarksprojekt. Eftersom läckage av metaller från sura sulfatjordar inte enbart är ett lokalt miljöproblem utan ett globalt miljöproblem vid kustnära slätter är det av högsta vikt att hitta strategier för att på ett bra sätt kunna hantera läckaget (Boman et al., 2008). Då pågående klimatförändringar leder till ett mer oförutsägbart klimat med perioder av höga flöden följt av längre torra perioder blir ämnet bara mer och mer relevant då en förändrad grundvattenyta kan påverka syresättningen av jorden samtidigt som ett ökat flöde kan påverka transporten av metaller från sura sulfatjordar (Conrad et al., 2019; Åbjörns-son et al., 2018).

5 Slutsatser

Studien kom fram till följande slutsatser:

- Våtmarken är en effektiv metallsänka och minskar spridningen till omgivande natur. Detta då järnhalten är högst vid inloppet och gradvis minskar längs med våtmarken.
- Ett förhöjt pH påskyndade sedimentationshastigheten av järn och aluminium. Likaså gäller för en högre syretillgång.
- Flödet var lågt vid inloppet och utloppet under stora delar av provtagningsperioden. Utifrån kontinuerliga flödesmätningar i Kristianstad (Barbacka) verkade högre flöden öka transporten av järn och aluminium till våtmarken.
- Diversiteten i inloppet och utloppet av våtmarken var låg. Vattenlevande makrovertebrater har haft det svårt att etablera sig under den tid som våtmarken har varit i bruk.

6 Tack

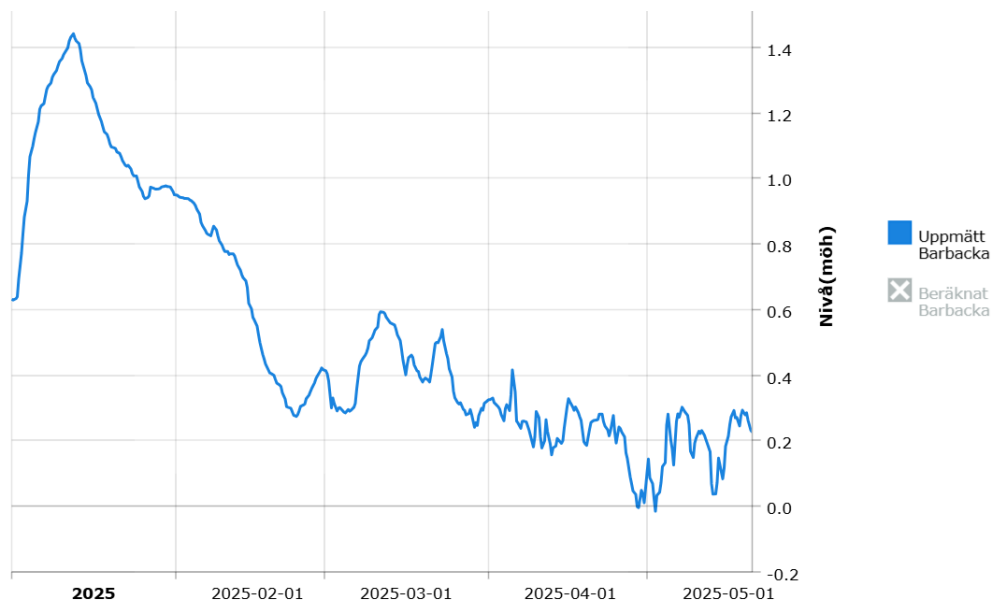
Jag vill börja med att rikta ett stort tack till mina handledare på Lunds universitet. Caroline Björnerås och Emma Kritzberg har varit till stor hjälp under hela arbetets gång, de har gett mig goda råd och vägledning samt inspirerat mig till att göra ett bra arbete. Sedan vill jag även tacka Per Torstensson från Kristianstad Vattenrike som har gjort arbetet möjligt och som har tagit sig tid att svara på frågor kring våtmarken och hjälpt mig genom arbetets gång. Jag vill även tacka Christer Brönmark från Lunds universitet som har tagit sig tid att hjälpa mig med artidentifieringen. Till sist vill jag tacka både min forskningsgrupp och min seminariegrupp för alla trevliga gruppmöten och goda råd.

Referenser

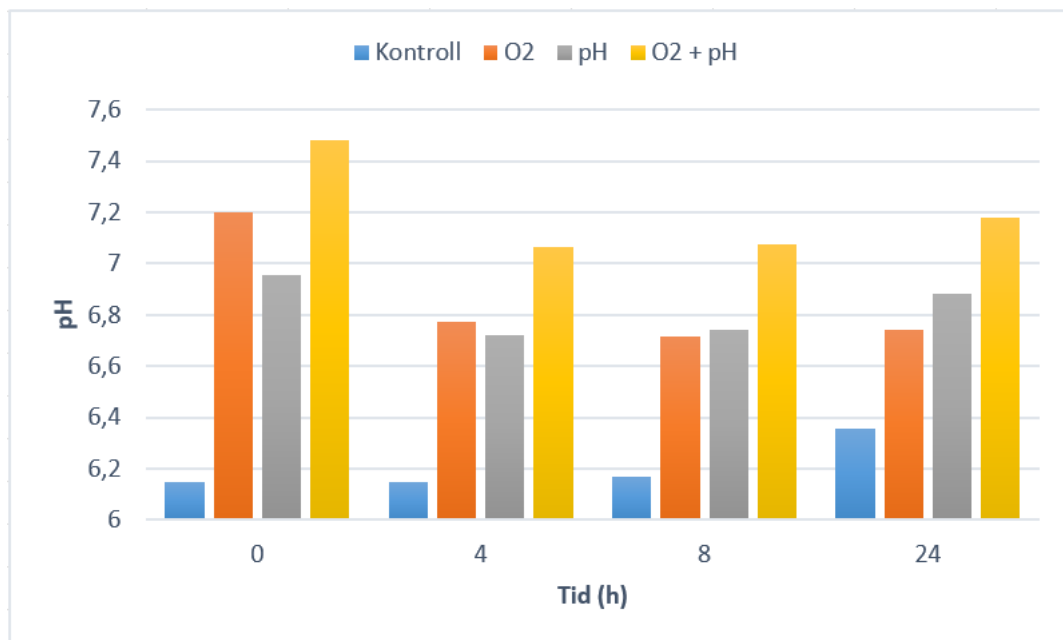
- Batty, L., Hooley, D., & Younger, P. (2008). *Iron and manganese removal in wetland treatment systems: Rates, processes and implications for management*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.002>
- Batty, L. C., & Younger, P. L. (2002). *Critical Role of Macrophytes in Achieving Low Iron Concentrations in Mine Water Treatment Wetlands*. *Environmental Science & Technology*, 36(18), 3997–4002. <https://doi.org/10.1021/es020033+>
- Boman, A., Åström, M., & Fröjdö, S. (2008). *Sulfur dynamics in boreal acid sulfate soils rich in metastable iron sulfide—The role of artificial drainage*. *Chemical Geology*, 255(1), 68–77. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2008.06.006>
- Conrad, S., Löfgren, S., Bauer, S., & Ingri, J. (2019). *Seasonal Variations of Redox State in Hemiboreal Soils Indicated by Changes of $\delta^{56}\text{Fe}$, Sulfate, and Nitrate in Headwater Streams*. *ACS Earth and Space Chemistry*, 3(12), 2816–2823. <https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.9b00237>
- 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](https://doi.org/10.1016/0012-8252(93)90029-7)
- DHI. (u.å.). Hämtad 2025-05-07 från: <https://dhi-fwkid.azurewebsites.net/FloodWatch/History>
- 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](https://doi.org/10.1016/0925-8574(94)90042-6)
- Gerhardt, A. (1992). *Effects of subacute doses of iron (Fe) on *Leptophlebia marginata* (Insecta: Ephemeroptera)*. *Freshwater Biology*, 27(1), 79–84. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1992.tb00524.x>
- Jarsjö, J., Andersson-Sköld, Y., Fröberg, M., Pietroni, J., Borgström, R., Löf, Å., & Kleja, D. B. (2020). *Projecting impacts of climate change on metal mobilization at contaminated sites: Controls by the groundwater level*. *Science of The Total Environment*, 712, 135560. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135560>
- Jordbruksverket. (2024). *Verksamhet med försöksdjur*. Hämtad 2025-01-22 från: <https://jordbruksverket.se/djur/ovriga-djur/forsoksdjur-och-djurforsok/verksamhet-med-forsoksdjur>
- Lax, K & Sohlenius, G. (2006). *Sura sulfatjordar och metallbelastning*. Sveriges Geologiska Undersökning, Rapport 2006:5.
- Länsstyrelsen Skåne. (2021). *Riskhanteringsplan för Kristianstadsområdet - 2022-2027*. Rapport 2021:30. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.792af7217dc2822143b8a1/1640084580371/Kristianstadsomr%C3%A5det%20Riskhanteringsplan.pdf>
- Länsstyrelsen Skåne. (u.å.a). *Fredriksdalsviken*. Hämtad 2025-03-03 från: <https://www.lansstyrelsen.se/skane/besoksmal/naturreservat/kristianstad/fredriksdalsviken.html?sv.target=12.382c024b1800285d5863a89a&sv.12.382c024b1800285d5863a89a.route=/&searchString=&counties=&municipalities=&reserveTypes=&natureTypes=&accessibility=&facilities=&sort=none>
- Madsen, B.L. (2005). *Ochre. A watercourse problem we can deal with*. Ringkjøbing County, Ribe County, Sønderjylland County, Herning Municipality, Holstebro Municipality.
- Madsen, H. B., Jensen, N. H., Jakobsen, B. H., & Platou, S. W. (1985). *A method for identification and mapping potentially acid sulfate soils in Jutland, Denmark*. *CATENA*, 12(1), 363–371. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(85\)80031-X](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(85)80031-X)
- Mandahl-Barth, G. (1988). *Småkryp i sötvatten*. Femte upplagan. Fältbiologernas förlag.
- Mandahl-Barth, G. (2000). *Vad jag finner i sjö och å*. Nionde upplagan.
- Meitei, M. D., & Prasad, M. N. V. (2021). *Potential of *Typha latifolia* L. for phytofiltration of iron-contaminated waters in laboratory-scale constructed microcosm conditions*. *Applied Water Science*, 11(2), 47. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01339-4>
- Nyman, A., Johnson, A., Yu, C., Sohlenius, G., Becher, M., Dopson, M., & Åström, M. (2023). *A nationwide acid sulfate soil study—A rapid and cost-efficient approach for characterizing large-scale features*. *Science of The Total Environment*, 869, 161845. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161845>
- Pham, A. N., Rose, A. L., Feitz, A. J., & Waite, T. D. (2006). *Kinetics of Fe(III) precipitation in aqueous solutions at pH 6.0–9.5 and 25 °C*. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 70(3), 640–650. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2005.10.018>
- Pousette, K. (2010). *Miljöteknisk bedömning och hantering av sulfidjordsmassor*. Luleå tekniska universitet, 2010.

- Rasmussen, K., & Lindegaard, C. (1988). *Effects of iron compounds on macroinvertebrate communities in a Danish low-land river system*. Water Research, 22(9), 1101–1108. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(88\)90004-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(88)90004-8)
- SGU. (2020). *Sur sulfatjord - en potentiell miljöbov*. Hämtad 2025-02-11 från: <https://www.sgu.se/samhallsplanering/risker/sulfidjordar-en-potentiell-miljobov/>
- SGU. (2024a). *Aluminium*. Hämtad 2025-05-13 från: <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/aluminium2/>
- SGU. (2024b). *Turbiditet*. Hämtad 2025-05-16 från: <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/turbiditet/>
- Shahabi-Ghahfarokhi, S., Åström, M., Yu, C., Lindquist, 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>
- Shannon, C.E., 1948. *A mathematical theory of communication*. The Bell System Technical Journal 27, 379–423 and 623–656. DOI: 10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x
- Sohlenius, G., & Öborn, I. (2004). *Geochemistry and partitioning of trace metals in acid sulphate soils in Sweden and Finland before and after sulphide oxidation*. Geoderma, 122(2), 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.006>
- Sohlenius, G., Bastani, M., Persson, L., & Lax, K. (2009). *On the recognition of areas with problematic sulphidic sediments using multi-disciplinary data*. Environmental Geology, 56(5), 973–984. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1199-y>
- Unesco Biosfärprogrammet, (u.å.). *Kristianstads Vattenrike*. Hämtad 2025-02-11 från: <https://biosfarprogrammet.se/biosfar/biosfaromrade-kristianstads-vattenrike/>
- Vattenriket. (2021). *Biosfärsområde Kristianstads Vattenrike - Handlingsprogram 2021-2025*. ISSN 1653-9338.
- Vattenriket. u.å.a. *Fredriksdalsvikens våtmarksanläggning med fokus på järn och aluminium*. Hämtad 2025-01-22 från: <https://vattenriket.kristianstad.se/fredriksdalsviken/>
- Viollier, E., Inglett, P. W., Hunter, K., Roychoudhury, A. N., & Van Cappellen, P. (2000). *The ferrozine method revisited: Fe(II)/Fe(III) determination in natural waters*. Applied Geochemistry, 15(6), 785–790. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(99\)00097-9](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(99)00097-9)
- Vo Quang Minh, Tran Van Hung, & Pham Thanh Vu. (2024). *Constraints of Acid Sulfate Soils and Practical Use for the Improvement of Farming in the Mekong Delta, Vietnam: A Review*. Indian Journal of Agricultural Research, 58(3), 369–379. <https://doi.org/10.18805/IJAR.AF-834>
- Vuori, K.-M. (1995). *Direct and indirect effects of iron on river ecosystems*. Annales Zoologici Fennici, 32(3), 317–329. <http://www.jstor.org/stable/23735702>
- Weyhenmeyer, G. A., Prairie, Y. T., & Tranvik, L. J. (2014). *Browning of Boreal Freshwaters Coupled to Carbon-Iron Interactions along the Aquatic Continuum*. PLOS ONE, 9(2), e88104. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088104>
- Åbjörnsson, K., Stenberg, M., & Gustav, S. (2018). *Järn- och aluminiumurlakningar från invallningar – en undersökning av tre områden i Skåne*. Länsstyrelsen Skåne.
- Åström, M., Sohlenius, G., Nyman, A., Johnson, A., Shahabi-Ghahfarokhi, S., Yu, C., & Dopson, M. (2024). *Sura sulfatjordar i Sverige: Ny kunskap och underlag för åtgärder*. Naturvårdsverket. Rapport 7150.

Appendix:



Figur 1A: Förändring i vattennivå under våren i Kristianstad (Barbacka). JS chart by amCharts (Bildkälla: DHI, u.å.)



Figur 2A: Förändring i pH under 24 timmar vid sedimenteringsförsöket i de olika behandlingarna (Kontroll, O₂, pH och O₂ + pH)

Tabell 1A: Taxa och det totala antalet individer för respektive taxa vid de olika provtagningarna i inloppet och utloppet.

Taxa	(In) 17-jan	(Ut) 17-jan	(In) 6-feb	(Ut) 6-feb	(In) 10-mar	(Ut) 10-mar	(In) 4-apr	(Ut) 4-apr	(In) 25-apr	Ut 25-apr	Total	Inlopp	Utlopp
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. (segeltrollslända)			1						1		2	2	
Lumbriculus sp. (glattmaskar)			1								1	1	
Leucorrhinia och Sympetrum spp. (trollslända)	1						1				2	2	
Halipus sp. (skalbagge)				1							1		1
Tipula sp. (harkrank)					1						1	1	
Nepa cinerea 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



LUNDS
UNIVERSITET

CEC

CENTRUM FÖR MILJÖ-
OCH KLIMATVETENSKAP