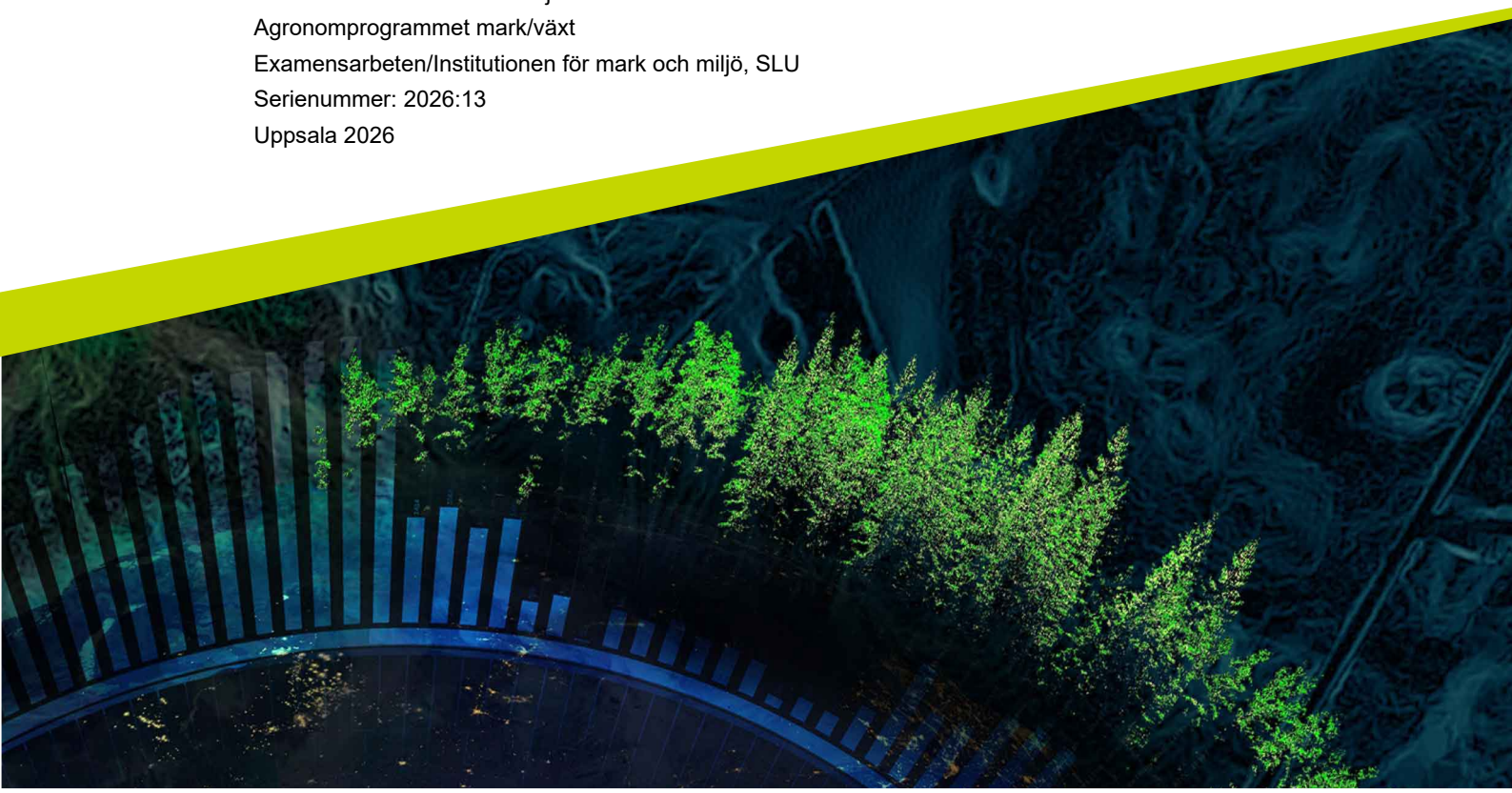




Sekventiell extraktion av kadmium i släke

David Belin

Examensarbete/Självständigt arbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för mark och miljö
Agronomprogrammet mark/växt
Examensarbeten/Institutionen för mark och miljö, SLU
Serienummer: 2026:13
Uppsala 2026



Sekventiell extraktion av kadmium i släke.
Sequential extraction of Cadmium in beach-cast seaweed.

David Belin

Handledare:	Jon-Petter Gustafsson, SLU, institutionen för mark och miljö
Bitr. handledare:	Ylva Bellander, SLU, institutionen för mark och miljö
Examinator:	Geert Cornelis, SLU, institutionen för mark och miljö
Omfattning:	15 hp
Nivå och fördjupning:	Grundnivå, G2E
Kurstitel:	Självständigt arbete i biologi
Kurskod:	EX0894
Program/utbildning:	Agronomprogrammet mark/växt
Kursansvarig inst.:	Institutionen för mark och miljö
Utgivningsort:	Uppsala
Utgivningsår:	2026
Serienummer:	2026:13
Serietitel:	Examensarbeten/Institutionen för mark och miljö, SLU
Nyckelord:	Kadmium, Släke, Sekventiell extraktion

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap.
Institutionen för mark och miljö

Sammanfattning

Släke är ett samlingsord för uppspolade havsväxter och är en potentiell näringskälla inom jordbruket. Dock innehåller släke ibland höga halter kadmium (Cd) i förhållande till näring vilket väcker frågor om dess lämplighet för detta ändamål. Syftet med denna studie var att bestämma hur Cd är bundet i släke samt bedöma dess potential som växtnäringskälla. Nio prover av släke från Öland och Gotland analyserades genom sekventiell extraktion för att dela upp Cd i fraktionerna lösligt, reducerbar och oxiderbar. Även ett fjärde steg genomfördes för att bestämma pseudototalhalt genom kungsvattenextraktion. Den övervägande delen (69-89 %) av det Cd som var bundet till släke lakades ur vid den reducerbara fraktionen. Detta tyder på att Cd blir mest tillgängligt i sura förhållanden och att det förmodligen binds på släkens yta. Vid applicering av släke på jordbruksmark bedöms Cd då bli tillgängligt över tid. Tidshorisonten för när Cd blir växttillgängligt i marken beror på markkemiska förhållanden som exempelvis pH. Cd-tillförseln uppskattades bli hög i förhållande till mängden växtnäring som tillförs. Släke kan vara ett gödningskomplement då cirkulering av kväve och fosfor eller en högre mullhalt prioriteras.

Nyckelord: Kadmium, Släke, Sekventiell extraktion

Abstract

Beach-cast seaweed is a potential nutrient source in agriculture. However, it sometimes contains high levels of cadmium (Cd) relative to its nutrient content, raising questions about its suitability for agricultural use. The aim of this study was to determine how Cd is bound in beach-cast seaweed and to assess its potential as a nutrient source. Nine samples from Öland and Gotland were analysed using sequential extraction to fractionate Cd into acid-soluble, reducible and oxidisable fractions. A fourth step was also carried out to determine the pseudo-total content through *aqua regia* extraction. The majority (69–89 %) of Cd bound in beach cast seaweed was extracted in the reducible fraction. This suggests that Cd is most readily mobilised under acidic conditions and that it is bound to the surface of the seaweed. When beach cast seaweed is applied to agricultural land, Cd is thus expected to become plant available over time, with the rate depending on chemical conditions such as pH. Cd inputs following seaweed application were estimated high relative to the amount of nutrients supplied. Beach cast seaweed may still serve as a supplementary fertiliser when the recycling of nitrogen and phosphorus or an increase in soil organic matter is prioritised.

Keywords: Beach cast seaweed, Sequential extraction, Cadmium

Innehållsförteckning

1

Figurförteckning	6
1. Inledning	7
1.1 Syfte	7
1.2 Frågeställningar	7
2. Bakgrund	8
2.1 Kadmium	8
2.1.1 Kadmiums förekomst	8
2.1.2 Kadmiums rörlighet i mark	9
2.2 Släke som växtnäring	10
2.2.1 Kadmiumbindning i släke	11
3. Metod	13
3.1 Provberedning	14
3.2 Beredning av lösningar	14
3.3 Extraktionsprocedur	15
3.4 Analysförberedelser	17
4. Resultat	18
5. Diskussion	21
6. Slutsats	24
7. Tack	25
8. Källförteckning	26

Figurförteckning

Figur 1. Kalibreringskurva för att bestämma Cd koncentration.....	17
Figur 2. Karta över lokaler samt uppmätta pseudototalhalter Cd med kungsvattenextraktion.....	18
Figur 3. Summan av de extraherade fraktionerna (A1-A3) i relation till den uppmätta pseudototalhalten (A4) för respektive lokal.	19
Figur 4. Procentandel Cd i respektive analyssteg.....	20

1. Inledning

Mineralgödsel är en resurs som är kostsam att framställa vilket har lett till ett ökat intresse för alternativa växtnäringskällor inom jordbruket (Franzén et al. 2018; Söderqvist et al. 2022; Gustafsson et al. 2024). Släke, som består av uppspolade sjögräs och makroalger, är en potentiell växtnäringskälla och har använts historiskt som gödsel. Upptagning av släke kan även bidra till att minska övergödningen (Nathaniel et al. 2024).

Samtidigt har släke generellt lägre näringsinnehåll jämfört med konventionella gödselmedel och kan innehålla höga halter av tungmetaller i förhållande till näringsinnehållet. Kadmium (Cd) är en av dessa metaller och toxisk för människor. Halten kadmium i släke varierar med artsammansättning och geografisk upptagningsplats (Franzén et al. 2018).

För att bedöma vilka toxiska effekter applicering av släke till jordbruksmark möjligen har, är det viktigt att undersöka hur kadmium är bundet till materialet samt under vilka förutsättningar det blir tillgängligt för växter.

1.1 Syfte

Syftet med arbetet är att bestämma kadmiumhalten i släke och under vilka förhållanden det blir lösligt, för att därigenom bedöma släkes toxicitet och potential som växtnäringskälla. För att nå detta syfte har ett extraktionsschema använts, vilket identifierar olika bindningsmekanismer av Cd i materialet. Extraktionsschemat som använts är ursprungligen framtagen för analyser av sediment med högre innehåll av mineral jämfört med släke, därav finns en osäkerhet kring i vilket steg Cd desorberar från släken. Enligt litteraturen skall metaller bundna i organiskt material bli tillgängligt under steg tre i analysen, men hypotesen i detta arbete är att Cd sitter relativt löst bundet och kan lossna tidigare i extraktionsschemat.

1.2 Frågeställningar

- Vilken halt kadmium har släke från Öland och Gotland, och hur är det fördelat på lätttrörliga, reducerbara och oxiderbara former?
- Vilken potential har släke som näringskälla i förhållande till dess kadmiumtillförsel?

2. Bakgrund

2.1 Kadmium

Kadmium (Cd) är ett grundämne och tungmetall (densitet större än 5 g/cm^3). Till skillnad från andra av tungmetallerna såsom mangan, koppar och zink, vilka är essentiella näringsämnen (Eriksson et al. 2011), har Cd ingen känd funktion i organismer. Undantaget är kiselalger, där en ökad Cd halt visats öka tillväxthastigheten i förhållanden med låga halter zink (Lane & Morel 2000). Cd är i stället toxisk för de flesta organismer redan vid relativt låga koncentrationer, gränsvärdet för dricksvatten ligger exempelvis på $0,5 \text{ µg/l}$ (Edgar 2022). Intaget av Cd hos människor kommer främst från kost så som spannmål, grönsaker och potatis (Glynn 2017) och för rökare från tobak. För höga halter Cd i kroppen kan leda till problem med njurarna samt orsaka cancer (Nordic council of ministers 2003).

2.1.1 Kadmiums förekomst

Kadmium förekommer naturligt i berggrunden och finns därför i både jord och vatten. I mineral förekommer Cd ofta tillsammans med zink-, bly- och kopparsulfider (McLaughlin et al. 2021). Enligt Eriksson et al. (2011) är Cd starkast associerat med zink och en betydande del av luftutsläppen härstammar från gruvor samt metallindustrier som hanterar zink. Eftersom Cd är ett grundämne kan det inte brytas ner i miljön vilket leder till att det Cd som släpps ut kommer att cirkulera i naturen (Nordic council of ministers 2003).

Kadmium mobiliseras i naturen genom processer såsom vulkanisk aktivitet, vittring av berg och atmosfärisk deposition, vilket kan leda till förhöjda halter i vatten och jordar (Nordic council of ministers 2003). De naturliga processerna uppskattas ge ett luftutsläpp på 150-2600 ton och år, vilket kan jämföras med de antropogena utsläppen år 1995 på 3000 ton. Även om de naturliga halterna sällan orsakar akut toxicitet, kan långvarig exponering av förhöjda Cd-halter innebära en hälsorisk över tid. Utsläppen från industrier har minskat kraftigt de sista decennierna, huvudsakligen genom rökgasrening (Nordic council of ministers 2003)

Kartläggning av kadmiuminnehåll i alven på åkermark i Sverige visar att högst kadmiumhalter finns i Jämtland, Östergötland och på Österlen i Skåne (Eriksson et al. 2011). Alven är jordskiktet under matjorden och bedöms vara relativt opåverkad från antropogen tillförsel och anrikning av Cd. Anledningen till de

höga Cd-halterna i dessa områden är att jordarna delvis har sitt ursprung i alunskiffer som innehåller sulfider, vilka binder tungmetaller hårt. Cd och andra metaller har anrikats i alunskiffer vid dess bildning under kambrosilurtiden (Eriksson et al. 2011). Detta har sedan vid jordmånsbildning föranlett höga halter av Cd i jorden.

Matjorden är idag betydligt rikare på kadmium än den underliggande alven med en genomsnittlig skillnad på 61 % i Sverige. Denna anrikning skedde till stor del under 1900- talet då kadmiumhalterna steg med 30 % i matjorden till följd av användandet av kadmiumhaltigt mineralgödsel (Eriksson et al. 2011; Gustafsson et al. 2024). Andra orsaker är atmosfärisk deposition och tillförsel av kalk, slam och stallgödsel samt växternas upptag från alven genom rötterna till växtdelar som ackumuleras i övre skikten (Eriksson et al. 2011). Idag sker den huvudsakliga tillförseln genom atmosfärisk deposition då mängden Cd i fosfatgödsel är reglerad (Gustafsson et al. 2024).

2.1.2 Kadmiums rörlighet i mark

I åkermark binder Cd^{2+} främst till organiskt material samt oxihydroxider av aluminium, järn och mangan medan lermineral spelar en mindre roll då selektiviteten för Cd^{2+} relativt Ca^{2+} på lermineral är låg (McLaughlin et al. 2021). Organiskt material dominerar som sorbent vid $\text{pH} < 6,5$ medan järnoxider blir viktigare vid $\text{pH} > 6,5$ (McLaughlin et al. 2021). Cd^{2+} binder specifikt genom så kallade innersfärskomplex till dessa ytor, genom kovalent bindning till syregrupper på organiskt material eller hydroxylgrupper på oxihydroxider, men bindningen är svagare än för andra metaller som till exempel koppar (McLaughlin et al. 2021). Detta återspeglas i uppmätta K_d -värden, som beskriver hur en metall fördelar sig mellan marklösningen och markpartiklar. Ett högt värde betyder att metallen i stor utsträckning är bunden till markpartiklar och därav mindre löslig (Sauvé et al. 2000). Medianen för Cd är 390 l kg^{-1} med $102 \text{ till } 410 \text{ l kg}^{-1}$ för bly och 2120 l kg^{-1} för koppar, vilket innebär att en relativt stor andel av markens Cd återfinns i marklösningen jämfört med andra metaller (Sauvé et al. 2000).

En hög andel organiskt material eller lermineral ökar katjonbyteskapaciteten och möjliggör för fler ospecifika bindningsplatser för Cd, men andra katjoner i marklösningen som exempelvis H^+ och Ca^{2+} konkurrerar om dessa bindningsplatser och begränsar absorptionen (McLaughlin et al. 2021). Vid låga pH konkurrerar H^+ med Cd^{2+} vilket ökar rörligheten ytterligare, 10-40% av markens innehåll av Cd är utbytbart beroende på pH (Eriksson et al. 2011). Sammanfattningsvis styrs Cd löslighet av både pH, redoxpotentialen, lerhalt, organiskt material och konkurrerande joner.

2.2 Släke som växtnäring

Intensifieringen av jordbruket under 1900-talet medförde stora näringsläckage av kväve och fosfor till vattendrag, vilket har lett till övergödning och förändrade biologiska balanser i kustnära områden (Franzén et al. 2018). Övergödningen har gynnat opportunistiska arter av makroalger och tång som när de dör eller vid stormar slits loss från sina växtplatser och spolats upp på stränder som så kallat släke, ett samlingsord för havsväxter som spolats upp på land (SAOB u.å.). Historiskt har släke varit en viktig resurs i jordbruket på Gotland för att användas som gödsel eller jordförbättring (Nathaniel et al. 2024), och utgör än idag en potentiell källa för att cirkulera näringen. Dock är näringsinnehållet ofta relativt lågt och det är främst kol som tillförs.

Trots åtgärder för att minska näringsläckage till Östersjön, finns betydande mängder av näringen kvar, särskilt fosfor som ackumuleras i sediment (Söderqvist et al. 2022). Detta motiverar ytterligare åtgärder som exempelvis upptagning av släke från stränder. Upptagning av släke från stränder utgör en potentiell åtgärd för att både återföra den näring som finns i släken till jordbruket samt minska övergödning. Åtgärden kan förhindra att näringen återförs till havet vid nedbrytning vid strandlinjen. Upptaget av släke på Gotland har ökat på grund av LOVA-bidrag (Lokala vattenvårdsprojekt) (Nathaniel et al. 2024), vilka ger ett incitament till utökad användning av släke inom jordbruket.

Nathaniel et al (2024) påpekar att mängden släke som finns tillgänglig är svår att uppskatta. Idag skördas mellan åtta och tio tusen ton släke per år på Gotland enligt Nathaniel et al (2024), men det skördas inte systematiskt längs hela kusten. Beräkningar för makroalger har uppskattat en tillförsel mellan 0-4 kg släke per kvadratmeter och månad längs Östersjöns stränder (Rudovica et al. 2021), vilket tyder på att det finns mer släke tillgängligt än vad som tas tillvara på.

Siffror från Franzén (2018) visar att innehållet av kadmium i släke varierar kraftigt mellan platser och arter. I prover från Burgsviken (Gotland) uppmättes halter mellan 0,13 och 2,2 mg Cd/kg ts. Detta kan jämföras med det svenska gränsvärdet för avloppsslam som ligger på 2 mg Cd/kg ts, vilket innebär att vissa prover hade högre halter än vad som är godkänt att sprida på åkermark.

Nathaniel et al. (2024) analyserade makronäringsämnen i släke från åtta olika platser. Innehållet i medel var C (17,32%), N (1,24%), P (0,17%), K (1,3%). Detta är lägre N-innehåll jämfört med exempelvis kogödsel som har N (3,45%) (Nathaniel et al. 2024). Oavsett detta relativt låga innehåll av kväve är C/N-kvoten under 25 vilket betyder att N kommer mineraliseras och bli tillgängligt för

växterna. Kompostering av släke visades i samma studie i vissa fall sänka C/N-kvoten vilket skulle betyda en större del av kvävet mineraliseras. Även om hantering av kompostering kan påverka mineralisering av näringsämnen tenderar Cd-halterna att kvarstå. Franzén (2018) påpekar också att förhållandet mellan kadmium och fosfor är ett dilemma. För mineralgödsel är gränsen 137 mg Cd/kg P för att få säljas - endast ett fåtal av proverna av Franzén underskred denna gräns. Alltså kan släken innehålla en relativt liten halt Cd men oproportionerligt mycket metaller i förhållande till den mängd fosfor växten behöver.

Oavsett halt kan Cd på sikt tas upp av grödor och hamna i livsmedelskedjan. Växter saknar förmåga att aktivt utestänga Cd (McLaughlin et al. 2021). Eftersom Cd är en icke-essentiell metall för växter har de ej utvecklat specifika transportörer, utan Cd tas istället upp av transportproteiner som är avsedda för andra näringsämnen så som zink, järn och mangan. Dessa transportörer har ofullständig selektivitet vilket resulterar i att Cd kan tas upp i växterna. När Cd tagits upp av rötterna transporteras det vidare upp i växten genom xylemet och kan ansamlas i skott, blad eller kärnor. Hur mycket som når de ätliga delarna beror på balansen mellan lagring i rotsystemet och transporten uppåt i växten. Denna balans varierar mellan arter och sorter men innebär en potentiell risk att Cd i marken bioackumuleras (McLaughlin et al. 2021).

2.2.1 Kadmiumbindning i släke

I en studie undersöktes släke som material för att rena avloppsvatten från aluminium (Lodeiro et al. 2010). Studien använde brunalger (*Cytoseria baccata*) och fann att pH-värdet är den viktigaste faktorn för att aluminiumet binds samt att det optimala pH-värdet var pH 4. Vid lägre pH konkurrerar vätejoner med bindingsplatserna och vid högre pH faller aluminiumet ut som aluminiumhydroxid genom hydrolys. Brunalgerna hade stor kapacitet att binda aluminium till sig och adsorptionskapaciteten uppmättes till 22,5 mg Al / g tång. Den kemiska förklaringen till att släke är effektiv på att binda metaller enligt studien ligger i dess cellväggsstruktur. Cellväggarna i brunalger innehåller alginater som innehåller karboxylgrupper (-COOH) och kan därför bilda ytkomplex. Dessa kan tappa vätejonen för att binda till Al^{3+} som innebär en starkare bindning. En viktig aspekt är att de även kunde skölja bort aluminiumet från brunalgerna med 0,1 M HCl (Lodeiro et al. 2010). Detta tyder på att det går att rena algerna från metaller som sitter bundna till ytan. Att förstå styrkan i dessa bindningar är avgörande för att bedöma metallens rörlighet vid eventuell applicering på åkermark. Även kadmium kan troligtvis bindas till karboxylgrupper (Li et al. 2022). Cd^{2+} bildar dock en svagare bindning med

karboxylgruppen jämfört med Al^{3+} , då Al^{3+} har lägre jonradie och större laddning. Därav borde Cd binda till karboxylgrupper vid högre pH än pH 4.

I studien av Lodeiro et al. (2010) var, som nämnts tidigare, brunalger effektiva på att binda Al på grund av alginater, men i studien av Franzen et al (2018) var den avgörande faktorn för Cd-halterna förekomsten av ålgräs (*Zostera marina*) som hade en genomsnittlig halt på 2,1 mg Cd/kg ts. Fintrådiga rödalger (*Furcellaria lumbricalis*) hade en genomsnittlig halt på 0,25 mg Cd/kg ts.

3. Metod

För att studera kadmiums rörlighet i släke under olika geokemiska förhållanden och uppskatta dess biotillgänglighet krävs en metod som kan skilja på olika kemiska bindningsformer. En väl etablerad metod för detta ändamål är det sekventiella extraktionsprotokollet som utvecklats av Community Bureau of Reference (BCR). Metoden utvecklades från början för jordprover och sediment men har senare kommit att användas för aska, slam och kompost. Syftet med att använda detta extraktionsschema till detta arbete är för att möjliggöra jämförelser med andra material. Genom att följa detta protokoll kan metaller delas upp i fraktioner utefter deras löslighet under specifika kemiska förhållanden. Metoden består av att analysera prov genom tre steg, från mild till aggressivare lösning

1. Den lättlösta syralösliga fraktionen. Metaller som sitter löst bundna på ytan och anses vara direkt tillgängliga för växter. Steget riktar in sig på utbytbara kationer, karbonater och lösliga ämnen. I steget används ättiksyra som är en svag syra och har en buffrande effekt.
2. Den reducerbara fraktionen. Metaller som frigörs när miljön blir anaerob. Steget riktar in sig på järn och manganhydroxider. I steget används hydroxylammoniumklorid som är ett reduktionsmedel och reducerar Fe^{3+} till Fe^{2+} och Mn^{4+} till Mn^{3+} , detta medför att metaller bundna till mineralen frigörs.
3. Den oxiderbara fraktionen. Metaller bundna till organiskt material som blir tillgängliga på sikt efter att det organiska materialet mineraliseras under aeroba förhållanden, eller metaller bundna till sulfider som frigörs vid oxidation. Exempel på sådana förhållanden är när vattenmättad mark dräneras. I steget används väteperoxid som är ett starkt oxidationsmedel som bryter ned organiskt material och sulfider och frigör de metaller som sitter bundna i dessa faser, varefter ammoniumacetat används för att extrahera de frigjorda metallerna till lösningen och inte åter binder till släke.

Utöver detta så skickades proverna till ett laboratorium för en upplösning med kungsvatten för att bestämma pseudototalhalt av Cd. Med pseudototalhalt menas den mängd Cd som genom kemisk extraktion går att extrahera ur proverna.

Prover av släke samlades in under våren 2025 (av Ylva Bellander) på Öland och Gotland. I tabell 1 visas var, när och uppskattad artsammansättning i procent. Nio prover i duplikat analyserades genom sekventiell extraktion. En blank i duplikat följde med hela processen.

Tabell 1. Tabell över insamlade prover av släke samt artsammansättning
fucus=brunalger, furcellaria=rödalger

Lokal	Provnamn	Ort	Datum	<i>Fucus</i> %	<i>Furcellaria</i> %	Ålgräs %	Övrigt %
Fårö 1, Kyrkviken	KYR	Gotland	25-03-26	32,5	50	12,5	10
Fårö 2, Alnäsarviken	ALN	Gotland	25-03-26	5	70	25	-
Augsten	AUG	Gotland	25-03-27	5	82,5	5	7,5
Sibbjens	SIB	Gotland	25-03-27	-	77,5	20	12,5
Slite	SLI	Gotland	25-03-28	15	-	70	15
Kappelshamn	KAP	Gotland	25-03-26	100	-	-	-
Fröjel	FRÖ	Gotland	25-03-26	25	65	-	10
Köpingsvik Sinus	KÖP	Öland	25-04-13	7,5	-	82,5	5
Borgholm Sjöstugan	BOR	Öland	25-04-13	47,5	20	20	17,5

3.1 Provberedning

Släken torkades i värmeskåp 50° C över helg, därefter mortlades och siktades de <2 mm. Proven vägdes upp till 1,00 g ± 0,01 g i 110 mL centrifugrör som märktes med provnamn och datum. Alla prov extraherades i duplikat. Utöver detta fylldes zipbag-påsar med prov för att skickas till externt labb för uppslutning med kungsvatten.

3.2 Beredning av lösningar

Steg 1, lättlöslig fraktion: 0,11 M ättiksyra:

1. Lösning A1, 0,43 M ättiksyra: En 500 ml volumetrisk plastflaska fylldes med ca 250 ml MilliQ-vatten (MQ). 12,5 ± 0,1 ml koncentrerad ättiksyra (glacial acetic acid) adderades och fylldes upp till 500 ml med MilliQ-vatten.
2. Lösning A, 0,1 M ättiksyra: En 500 ml volumetrisk platsflaska fylldes med ca 250 ml MQ. 125 ml av lösning A1 adderades och fylldes upp till 500 ml med MQ.

Steg 2, reducerbara fraktionen: 0,5 M hydroxylammoniumklorid.

1. Lösning B1, 2 M HNO_3 : En 50 ml volumetrisk flaska fylldes till hälften med MQ. Därefter adderades 7,14 ml koncentrerad HNO_3 . Och fylldes till märket med MQ.
2. Lösning B, 0,5 M $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$: 17,375 g $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ löstes i 200 ml MQ. Därefter hällades den över i en 500 ml volumetrisk flaska. 12,5 ml lösning B1 tillsattes, och fylldes till märket med MQ. Beredes samma dag som användning.

Steg 3, oxiderbara fraktionen: väteperoxid samt ammoniumacetat

1. Lösning C: Koncentrerad väteperoxid H_2O_2 , 8,8 M: Användes pH-stabiliserad (pH 2-3) direkt från tillverkaren.
2. Lösning D: 1,0 M ammoniumacetat (NH_4OAc). 1 L volumetrisk glasflaska fylldes med ca 800 ml MQ. 77,08 g NH_4OAc löstes i vattnet. pH Justerades till $\text{pH } 2,0 \pm 0,1$ med koncentrerad HNO_3 och fylldes därefter till märket med MQ.

3.3 Extraktionsprocedur

Proceduren genomfördes med fyra prover åt gången, med duplikat, därav genomfördes den totalt tre gånger. Den begränsande faktorn var att centrifugen har åtta platser.

Steg 1, löslig fraktion:

1. 40 ml av lösning A (0,11 M ättiksyra) tillsattes samtliga prov i centrifugrör av plast, locken applicerades och tätades med parafilm. Proven placerades i skakmaskin (30 rpm) i rumstemperatur och skakades i 16 timmar.
2. Proven centrifugerades i 3000g/3590 rpm i 20 min. Supernatanten dekanterades ner i korresponderande 50 ml centrifugrör och placerades i kylskåp för senare analys. Den fasta återstoden tvättas, 20 ml MilliQ-vatten tillsattes i varje prov och skakades i skakmaskin i 20 min, därefter centrifugerades proven i 20 min i 3000g. Supernatanten dekanterades och slängdes.

Steg 2, reducerbar fraktion:

1. Lösning B (0,5 M hydroxylammoniumklorid) beredes genom att späda lösning B1.

2. 40 mL av lösning B adderades till 110 ml centrifugrören med den fasta återstoden från förra steget. Dessa tätades med parafilm och skakades i skakmaskin 16 timmar.
3. Proven centrifugerades i 3000g/3590 rpm i 20 min. Supernatanten dekanterades ner i korresponderande 50 ml centrifugrör och placerades i kylskåp för senare analys. Den fasta återstoden tvättas, 20 ml MilliQ vatten tillsattes i varje prov och skakades i skakmaskin i 20 min, därefter centrifugerades proven i 20 min i 3000g. Supernatanten dekanterades och slängdes.

Steg 3 oxiderbar fraktion:

1. 10 ml lösning C (väteperoxid) adderades i omgångar om 2 ml till centrifugflaskorna med den fasta återstoden från förra steget.
2. Locken applicerades löst och stod i dragskåp 60 min. Proven skakades för hand då och då.
3. Efter 60 min placerades proven i vattenbad med en temperatur på 85°C för att stå i ytterligare 60 min. Proven skakades då och då under första halvtimmen.
4. Efter 60 min togs locken av för att koka bort väteperoxiden tills volym ca 1 ml.
5. När proven uppnått rätt volym togs proven ur vattenbadet för att svalna.
6. 50 ml av lösning D adderades till proven och tätades med parafilm. (Observera att i provet KAP_2 adderades endast 30 ml lösning D)
7. Proven skakades i 16 timmar (30 rpm)

Steg 4:

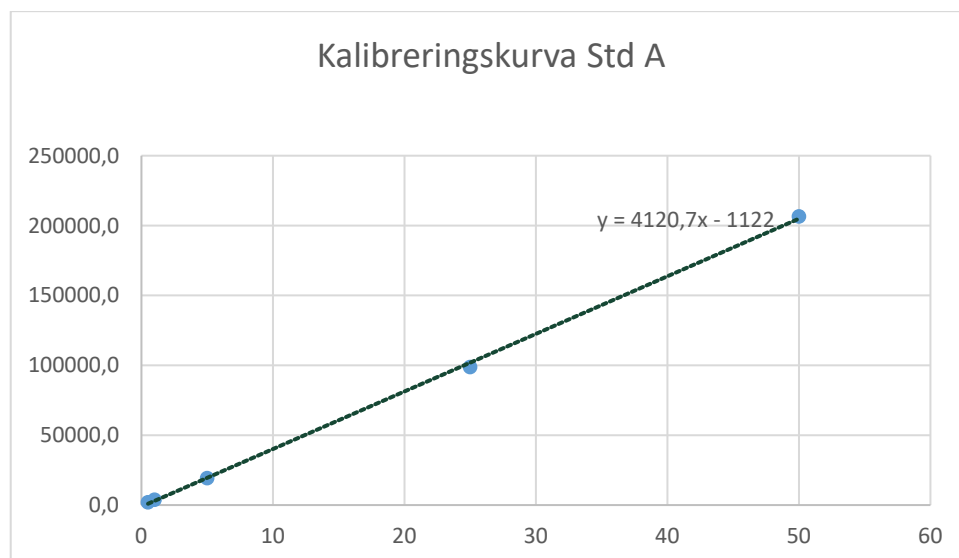
1. Proven centrifugerades i 3000g/3590 rpm i 20 min. Supernatanten dekanterades ner i korresponderande 50 ml centrifugrör och placerades i kylskåp för senare analys. Den fasta återstoden sparades i kylskåp.

Metoden genomfördes enligt BCR-protokollet med två avvikelser från standardproceduren. I protokollets tredje steg skall proverna behandlas med väteperoxid två gånger. På grund av dels tidsbrist, dels bedömning att den avsedda reaktion som ska ske redan ägt rum efter första behandlingen, genomfördes bara en väteperoxidbehandling i stället för två. Den andra avvikelserna var tillsatsen av lösning D (ammoniumacetat) i steg tre. Ett prov (KAP 2) tillsattes då med 30 ml av Lösning D i stället för 50 ml.

3.4 Analysförberedelser

Av samtliga prover filtrerades 15 ml genom 0,2 µm filter till scintburk och märktes. Respektive prov surgjordes genom att tillsätta 0,5 ml 30 % HNO₃ till varje scintburk för att få en koncentration på 1 % HNO₃. ICP-MS - rör märktes och fylldes med 3 ml prov från respektive analyssteg och lokal. Utöver detta spädes lösningar A-C för att användas till interna standarder i analysen. Dessa hade kända koncentrationer och användes för att beräkna koncentrationerna i proverna. Även dessa lösningar surgjordes till 1 % HNO₃.

Proverna analyserades med ICP-MS (Induktivt kopplad plasma masspektrometri). Från ICP-MS analysen kom data i cps (counts per second). De uppmätta värdena korrigerades med hjälp av ekvation 1. Dessa värden räknades sedan om från cps till µg/l med ekvation 2. För att få fram känslighet (k) och bakgrund (m) användes värdena från standarderna för respektive lösning med kända koncentrationer för att göra kalibreringskurvor. En kalibreringskurva visas i figur 1. Därigenom utlöstes k och m, då x motsvarar koncentrationen i µg/l. Slutligen omvandlades µg/l till mg/kg.



Figur 1. Kalibreringskurva för att bestämma Cd koncentration.

Ekvation 1.

$$I_{corrected} = I_{measured} \times \frac{IS_{reference}}{IS_{sample}}$$

Ekvation 2.

$$x = \frac{y - m}{k}$$

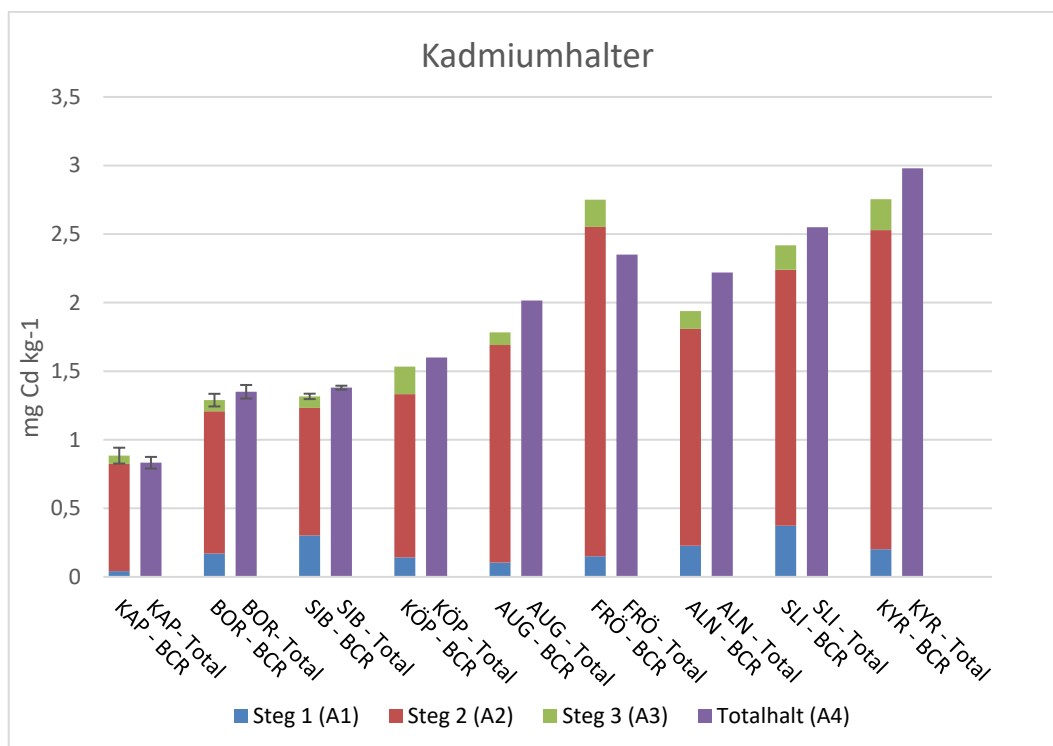
4. Resultat

Resultatet från analysen visar ett entydigt mönster, där steg två tillika den reducerbara fraktionen extraherade majoriteten av det Cd som fanns i släket i samtliga prover. De sammanlagda Cd-halterna från de tre extraktionsstegen var jämförbara med pseudotalhalten som extraherades med kungsvatten. I figur 2 illustreras geografisk plats för respektive lokal tillsammans med dess uppmätta pseudotalhalten Cd.

Figur 2. Karta över lokaler samt uppmätta pseudotalhalter Cd med kungsvattenextraktion.

Totalhalten varierar mellan lokaler men generellt tycks stränder som vetter åt söder visa högre halter. Båda proverna från Öland kommer från stränder som är riktade åt norr, det syns ingen generell skillnad mellan prover från Öland och Gotland. Proverna från Kappelshamn (KAP) innehöll uteslutande brunalger (*fucus*) och visades innehålla lägst koncentration Cd.

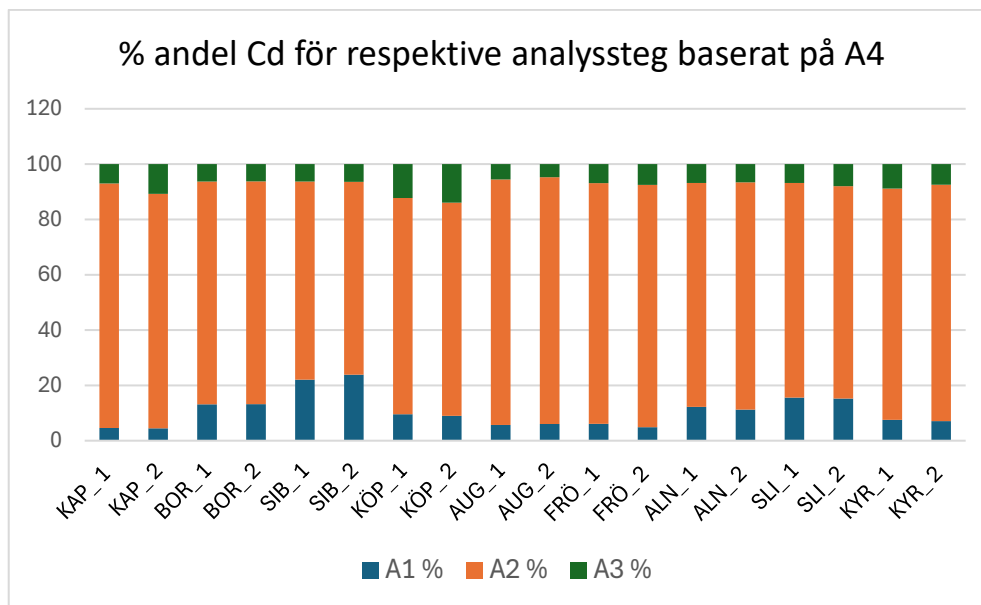
I figur 3 visas summan av de extraherade fraktionerna (A1-A3) i relation till den uppmätta pseudotalhalten (A4) för respektive lokal i ett stapeldiagram. En stapel för de adderade fraktionerna (A1-A3) invid en stapel för pseudotalhalten (A4).



Figur 3. Summan av de extraherade fraktionerna (A1-A3) i relation till den uppmätta pseudototalhalten (A4) för respektive lokal.

Generellt observerades en god överensstämmelse mellan summan av stegen i den sekventiella extraktionen och den uppmätta pseudototalhalten då staplarna är relativt lika. Detta indikerar att en stor mängd av Cd-innehållet extraherades genom den sekventiella extraktionen.

I figur 4 presenteras fördelningen av Cd (%) mellan analysstegen.



Figur 4. Procentandel Cd i respektive analyssteg.

Steg 2 (A2) reducerbara fraktionen, har de högsta uppmätta Cd halterna från samtliga prover. Mellan 69% och 89% av det Cd som lakades ur släken genom sekventiell extraktion uppmättes i den reducerbara fraktionen. Den lättlösliga fraktionen (A1) och den oxiderbara fraktionen (A3) bidrog med betydligt lägre andelar vilket illustreras tydligt i figur 4.

5. Diskussion

Enligt Mossop & Davidson (2003) förväntas upplösningen av organiskt material frigöra metaller under steg tre i den sekventiella extraktionen. I detta fall kan resultatet indikera att Cd är relativt hårt bundet men inte fullständigt inkorporerat i den organiska strukturen. Alternativt är en betydande del av Cd ytligt bundet till släke på olika sätt.

Den svaga syran i steg ett hade troligen inte ett tillräckligt lågt pH för att mobilisera Cd i någon större utsträckning. Gustafsson et al (2024) och McLaughlin (2021) beskriver i sina artiklar att Cd kan binda relativt hårt till svavelföreningar i organiskt material. Detta kan möjligen förklara varför det inte sker någon stor desorption i steg ett. Däremot har steg två tydligt orsakat desorption av Cd. Enligt Mossop & Davidson (2003) är den reducerbara fraktionen främst inriktad på järn- och manganhydroxider, men då proverna i studien innehåller i stort sett uteslutande organiskt material tyder det på att mineral inte dominerar i proverna, även om mindre andel kan finnas på släkens yta.

Det är svårt att fastställa specifikt hur Cd binder till den organiska strukturen, men lösningen i steg två var troligen tillräckligt sur för att få bindningarna att släppa. Enligt Naturvårdsverket (2006) är det relativt vanligt med överlapp mellan stegen, de benämns därför med nummer och inte strikt som lösliga, reducerbara och oxiderbara fraktioner. De poängterar även att resultat från en sekventiell extraktion bör betraktas snarare som ett mått på lakbarhet än bestämning av bindningar. Samtidigt kan de tydliga resultaten i denna analys indikera att vissa bindningsmekanismer ändå dominerar.

Utifrån resultaten framstår Cd som främst lakbart under sura förhållanden, motsvarande steg två i extraktionen. Om släke appliceras på jordbruksmark kommer kadmiumet på sikt troligtvis att bli växttillgängligt, oavsett hur det sitter bundet initialt. Hur snabbt detta sker och i vilken omfattning Cd tas upp av växter påverkas dock av flera faktorer. En väl dränerad mark med låg risk för syrefria förhållanden minskar sannolikt mobiliseringen av Cd. Även jordart och mängden organiskt material samt konkurrerande joner påverkar kadmiums tillgänglighet i marklösningen.

I marklösningen är Cd^{2+} den mest förekommande formen, men Cd kan också som nämnts innan bilda komplex med organiska och oorganiska föreningar (McLaughlin et al. 2021). Upplöst organiskt material, klorid och sulfat är de mest betydelsefulla anjonerna i jordbruksmark. I salta jordar som har en stor andel

klorid kan det bildas CdCl och därigenom ökar Cd rörlighet flerfaldigt jämförelsevis med icke salta jordar (McLaughlin et al. 2021). Därför kan det vara olämpligt att applicera släke på en jord med hög salthalt. Det är även relevant att beakta hur mycket salt som tillförs med biomassan. Samtidigt är det sannolikt att en stor del av saltet lakas ur släken under komposteringsperioden genom nederbörd.

Enligt Franzen (2018) observerades ett tydligt samband mellan artsammansättning och Cd-halt, där ålgräs innehöll mest Cd. I denna studie är inte sambandet lika tydligt. Proven från Slite innehöll 70 % ålgräs och hade ett innehåll på 2,4 mg Cd kg⁻¹ ts⁻¹ vilket var det näst högsta uppmätta värdet. Däremot innehöll proverna från Köpingsvik 80 % ålgräs men hade en betydligt lägre Cd-halt, 1,5 mg Cd kg⁻¹ ts⁻¹. Proverna från Slite hade även en betydligt högre andel brunalger (15 %) än Köpingsvik (7,5 %). Enligt Lodeiro et al (2010) har brunalger visats vara effektiva på att binda aluminium genom cellmembranens polysackarider som bildar alginater, något saknas i både ålgräs och rödalger. I motsats till detta innehöll proverna från Kappelshamn 100 % brunalger och hade den lägst uppmätta Cd-halt. Resultaten tyder därför på att artsammansättning sannolikt påverkar Cd-innehållet, men även att lokala miljöfaktorer har betydelse.

Endast tre prover överskred gränsvärdet för avloppsslam på 2 mg Cd kg⁻¹ ts⁻¹. Enligt regler från KRAV får det ej tillföras mer än 0,45 g Cd ha⁻¹ år⁻¹ (KRAV 2026). Om släken antas innehålla en Cd-halt på 2 mg Cd kg⁻¹ ts⁻¹, innebär detta att högst 225 kg ts kan spridas per hektar och år inom KRAV-certifierad produktion. Med näringshalter från Nathaniel et al (2024) där kvävehalten var N 1,24% och fosforhalten 0,17% skulle denna giva tillföra 2,79 kg N ha⁻¹ och 0,38 kg P ha⁻¹

Om man istället utgår från ett gödslingsbehov på exempelvis 100 kg N ha⁻¹ skulle det krävas ca 8 ton ts släke per hektar, och det hade bidragit med ungefär 14 kg fosfor per hektar. Detta visar att kadmiumtillförseln blir hög i förhållande till mängden växtnäring som tillförs. Släke framstår därför som en relativt ineffektiv gödslingskälla ur ett kadmiumperspektiv.

Trots detta kan användning av släke vara intressant ur ett kretsloppsperspektiv. Återföring av näringsämnen från kustmiljöer till jordbruket kan bidra till ökad cirkularitet och samtidigt minska mängden släke på stränder, vilket potentiellt kan gynna turism och kustmiljöer. En ökad mängd organiskt material tillförd till åkermark kan ha flera fördelar som exempelvis större katjonbyteskapacitet och vattenhållande egenskaper, vilket kan vara särskilt viktigt på grovkorniga jordar.

För att avgöra släkes potential som växtnäringsskälla bör man avväga kadmiumtillförsel mot kretsloppsvärde. Gödsling med släke är sannolikt mest

lämplig på marker med låga Cd-halter och där grödans upptag är begränsat, exempelvis vid odling av grödor med låg ackumuleringsförmåga eller på jordar med högt pH då Cd biotillgängligheten blir lägre. En annan möjlighet är att blanda släke med andra gödselmedel för att uppnå rätt näringsbehov utan att kadmiumtillförseln blir oproportionerligt hög. Ur ett regulatoriskt perspektiv kan resultaten indikera att kadmiumhalten bör beaktas vid bestämmelser av riktlinjer för dess användning samt att enskilda provtagningar motiveras av de varierande resultaten. Släke framstår möjligen som mer lämpligt gödselmedel där kretsloppsvärdet värderas högt och kadmiumhalten kan följas upp, snarare än en ersättning av mineralgödsel.

6. Slutsats

Den sekventiella extraktionen visade att majoriteten av Cd innehållet återfinns i den reducerbara fraktionen, med 69-89 % av pseudototalhalten. Detta tyder på att det Cd som finns i släke troligt är ytligt bundet på det organiska materialet och inte helt inkorporerat i den organiska strukturen. Vid applicering av släke på jordbruksmark bedöms Cd att på sikt bli växttillgängligt, med vilken hastighet detta sker beror på kemiska förhållanden som pH och syretillgång.

Gällande släkes potential som växtnäringskälla bedöms kadmiumtillförseln i vissa fall vara oproportionerligt stor i förhållande till mängden kväve och fosfor som tillförs. Släke framstår därför inte som en ersättning för konventionella gödselmedel men kan vara värdefullt komplement då kretsloppsvärdet är önskvärt och Cd-halten kan följas upp.

7. Tack

Tack till mina handledare Jon-Petter Gustafsson och Ylva Bellander för all hjälp under arbetets gång.

8. Källförteckning

- Edgar (2022). L 2022 nr 06 - Riskvärdering av kadmium i dricksvatten.
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. 1:1.
- Franzén, D., Infantes, E. & Gröndahl, F. (2018). Beach-cast as biofertiliser in the Baltic Sea region-potential limitations due to cadmium-content. *Ocean & Coastal Management*, 169, 20–26.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.11.015>
- Glynn (2017). Kadmium i livsmedel, Livsmedelsverkets rapportserie. (15)
- Gustafsson, J.P., Affholder, M.-C. & Dahlin, A.S. (2024). Cadmium accumulation in soil resulting from application of biogas digestate and wood ash – Mass balance modelling. *Applied Geochemistry*, 165, 105951.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2024.105951>
- KRAV (2026). 4.4.8 Beräkna högsta tillåtna giva. *Begränsning av tungmetalltillförsel*. <https://regler.krav.se/unit/krav-regulation/ff62e93c-b399-4bbb-bd9a-5801438d3a40> [2026-05-07]
- Lane, T.W. & Francois M M Morel (2000). A Biological Function for Cadmium in Marine Diatoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences - PNAS*, 97 (9), 4627–4631. <https://doi.org/10.1073/pnas.090091397>
- Li, Q., Wang, Y., Li, Y., Li, L., Tang, M., Hu, W., Chen, L. & Ai, S. (2022). Speciation of heavy metals in soils and their immobilization at micro-scale interfaces among diverse soil components. *Science of The Total Environment*, 825, 153862.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153862>
- Lodeiro, P., Gudiña, Á., Herrero, L., Herrero, R. & Sastre De Vicente, M.E. (2010). Aluminium removal from wastewater by refused beach cast seaweed. Equilibrium and dynamic studies. *Journal of Hazardous Materials*, 178 (1–3), 861–866.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.02.017>
- McLaughlin, Smolders, Zhao, & Grant (2021). Managing cadmium in agricultural systems. I: *Advances in Agronomy*. Academic Press. 1–129.
<https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.10.004>
- Mossop, K.F. & Davidson, C.M. (2003). Comparison of original and modified BCR sequential extraction procedures for the fractionation of copper, iron, lead, manganese and zinc in soils and sediments. *Analytica Chimica Acta*, 478 (1), 111–118. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(02\)01485-X](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(02)01485-X)
- Nathaniel, H., Franzén, D. & Gröndahl, F. (2024). Regional variations in the chemical composition of fresh and composted beach wrack on the island of Gotland, Sweden – Considering future treatments. *Total Environment Advances*, 11, 200110. <https://doi.org/10.1016/j.teadva.2024.200110>
- Naturvårdsverket (2006). *Metallers mobilitet i mark*. Naturvårdsverket.
- Nordic council of ministers (2003). *Cadmium Review*. (1). Nordic council of ministers. https://cdn.who.int/media/docs/default-source/chemical-safety/cadmium/nmr-cadmium.pdf?sfvrsn=36032d8_2&download=true [2026-03-13]
- Rudovica, V., Rotter, A., Gaudêncio, S.P., Novoveská, L., Akgül, F., Akslen-Hoel, L.K., Alexandrino, D.A.M., Anne, O., Arbidans, L., Atanassova, M., Beldowska, M., Beldowski, J., Bhatnagar, A., Bikovens, O., Bisters, V., Carvalho, M.F., Catalá, T.S., Dubnika, A., Erdoğan, A., Ferrans, L., Haznedaroglu, B.Z., Setyobudi, R.H., Graca, B., Grinfelde, I., Hogland, W., Ioannou, E., Jani, Y., Kataržytė, M., Kikionis, S., Klun, K., Kotta, J., Kriipsalu, M., Labidi, J., Lukić Bilela, L., Martínez-Sanz, M., Oliveira, J., Ozola-Davidane, R., Pilecka-Ulcugaceva, J., Pospiskova, K., Rebours, C.,

- Roussis, V., López-Rubio, A., Safarik, I., Schmieder, F., Stankevica, K., Tamm, T., Tasdemir, D., Torres, C., Varese, G.C., Vincevica-Gaile, Z., Zekker, I. & Burlakovs, J. (2021). Valorization of Marine Waste: Use of Industrial By-Products and Beach Wrack Towards the Production of High Added-Value Products. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.723333>
- Sauvé, S., Hendershot, W. & Allen, H.E. (2000). Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Environmental science & technology*, 34 (7), 1125–1131. <https://doi.org/10.1021/es9907764>
- SGU (2026). *Kadmium*. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/kadmium/> [2026-03-13]
- släke | SAOB (u.å.). https://www.saob.se/artikel/?unik=S_07157-0035.eBsn [2026-03-13]
- Söderqvist, T., Nathaniel, H., Franzén, D., Franzén, F., Hasselström, L., Gröndahl, F., Sinha, R., Stadmark, J., Strand, Å., Ingmansson, I., Lingegård, S. & Thomas, J.-B. (2022). Cost–benefit analysis of beach-cast harvest: Closing land-marine nutrient loops in the Baltic Sea region. *Ambio*, 51 (5), 1302–1313. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01641-8>

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU kan publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver i sådana fall godkänna publiceringen. I samband med att du godkänner publicering kommer SLU även att behandla dina personuppgifter (namn) för att göra arbetet sökbart på internet. Du kan närsomhelst återkalla ditt godkännande genom att kontakta biblioteket.

Även om du väljer att inte publicera arbetet eller återkallar ditt godkännande så kommer det arkiveras digitalt enligt arkivlagstiftningen.

Du hittar länkar till SLU:s publiceringsavtal och SLU:s behandling av personuppgifter och dina rättigheter på den här sidan:

- <https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>

☒ JA, jag, David Belin har läst och godkänner avtalet för publicering samt den personuppgiftsbehandling som sker i samband med detta

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse till att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.