Separation av mikroplaster och andra föroreningar från kontaminerade sediment

Examensarbete inom högskoleingenjörsprogrammet i kemiteknik

Isabelle Ovesson & Johanna Gunnarsson

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK
Avdelningen för Vatten Miljö Teknik

CHALMERS Tekniska Högskola

Göteborg, Sverige 2024

www.chalmers.se

Separation av mikroplaster och andra föroreningar från kontaminerade sediment

Isabelle Ovesson & Johanna Gunnarsson

Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik

Avdelningen för Vatten Miljö Teknik

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA Göteborg, Sverige 2024

Separation av mikroplaster och andra föroreningar från kontaminerade sediment
ISABELLE OVESSON, JOHANNA GUNNARSSON

© ISABELLE OVESSON, JOHANNA GUNNARSSON, 2024.

Handledare: Anna Norén, Avdelningen vid Vatten Miljö Teknik

Examinator: Ann-Margret Hvitt Strömvall, Avdelningen vid Vatten Miljö Teknik

Examensarbete 2024
Avdelningen för Vatten Miljö Teknik

Chalmers tekniska högskola
SE-412 96 Göteborg
Sverige
Telefon + 46 (0)31-772 1000

Separation av mikroplaster och andra föroreningar från kontaminerade sediment
ISABELLE OVESSON, JOHANNA GUNNARSSON
Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik
Chalmers Tekniska Högskola

Sammanfattning

Examensarbetet "Separation av mikroplaster och andra föroreningar från kontaminerade sediment" undersöker metoder för att rena sediment i hamnområden, med fokus på Göteborgs hamn och Gårda brunn. Mikroplaster och andra föroreningar, såsom metaller, organiska kolväten, och TBT (tributyltenn), har sedan långt tillbaka visat på negativa effekter i marina ekosystem. Syftet med studien är att använda olika densitetsseparationsmetoder med salter (NaCl, KBr, NaI) och ultrarent vatten (Milli-Q) för att effektivt separera och reducera mängden föroreningar från sedimentprover. Proverna samlades in från tre platser: Gårda Brunn, Marinan och Stigbergskajen. Flera experiment genomfördes där proverna behandlades med olika saltlösningar för att uppnå separation baserad på densitet. Föroreningarna i sedimenten analyserades före och efter behandlingarna för att då kunna utvärdera metodernas effektivitet. Därefter genomfördes ekonomiska beräkningar för att uppskatta kostnaderna för de olika metoderna.

Studien visade att saltlösningar kan användas för att effektivt separera mikroplaster och andra partiklar från sediment. NaCl, den billigaste metoden, var effektiv för separation av större mikroplaster och gummipartiklar. KBr och NaI, de dyrare salterna, hade högre densitet och var bättre på att separera mindre partiklar, inklusive vissa mikroplaster. NaI var särskilt effektiv men också den dyraste metoden. Milli-Q-vatten var effektivt för att laka ut TBT från sediment, en viktig aspekt eftersom TBT är en av de farligaste föroreningarna. Förbehandlingssteget att mixa sedimentet fick ut mest halter av metall och TBT vilket kan tyda på att metaller tyr sig till partiklar och TBT i färgflagor och att det frigörs efter mixning. Eller att de mindre partiklarna som tillkommer av mixningen inte hann sedimenteras och mängder av föroreningar finns kvar i vattenprovet. Resultaten visade att de föreslagna metoderna kan skalas upp för större volymer, men vidare forskning och optimering krävs för att hantera praktiska och ekonomiska utmaningar. Sammanfattningsvis ger arbetet en grund för att utveckla och implementera effektiva metoder för att rena förorenade sediment i hamnar, vilket kan bidra till en renare och tryggare miljö för både marina ekosystem och samhällen.

Nyckelord: Sediment, mikroplaster, tributyltenn, natriumklorid, kaliumbromid, natriumjodid, Milli-Q, densitetsseparering

Separation of microplastics and other pollutants from contaminated dredged sediment
ISABELLE OVESSON, JOHANNA GUNNARSSON
Department of Architecture and Civil Engineering
Chalmers University of Technology

Abstract

The thesis "Separation of Microplastics and Other Pollutants from Contaminated dredged Sediments" investigates methods for cleaning sediments in port areas, focusing on the Port of Gothenburg and Gårda Brunn. Microplastics and other contaminants, such as metals, hydrocarbons, and TBT (tributyltin), have historically been known to have negative effects on marine ecosystems. The aim of the study is to use various density separation methods with salts (NaCl, KBr, NaI) and Milli-Q water to effectively separate and reduce the amount of contaminants from sediment samples. The samples were collected from three locations: Gårda Brunn, Marinan, and Stigbergskajen. Several experiments were conducted where the samples were treated with different salt solutions to achieve density-based separation. The contaminants in the sediments were analyzed before and after the treatments to evaluate the effectiveness of the methods. Economic calculations were also performed to estimate the costs of the different methods.

The study showed that salt solutions can be used effectively to separate microplastics and other particles from sediments. NaCl, the cheapest method, was effective for separating larger microplastics and rubber particles. KBr and NaI, the more expensive salts, had higher density and were better at separating smaller particles, including some microplastics. NaI was particularly effective but also the most expensive method. Milli-Q water was effective for leaching TBT from sediments, an important aspect since TBT is one of the most dangerous contaminants. The pre-treatment step of mixing the sediment resulted in the highest concentrations of metals, which may indicate that metals adhere to particles and that TBT is present in paint flakes and are released after mixing. Alternatively, the smaller particles generated by the mixing process may not have the time to settle, leaving higher amounts of contaminants in the water sample. The results indicated that the proposed methods can be scaled up for larger volumes, but further research and optimization are required to address practical and economic challenges. In summary, this work provides a foundation for developing and implementing effective methods to clean contaminated sediments in ports, which can contribute to a cleaner and safer environment for both marine ecosystems and communities.

Keywords: Sediment, microplastics, tributyltin, sodium chloride, potassium bromide, sodium iodide, Milli-Q, density separation

Förord

Vi vill tacka vår handledare Anna Norén för mycket givande vägledning och hjälp genom projektets gång. Vi vill även tacka Amir Saeid Mohammadi som har funnits som hjälp och stöd under laborationsdelarna. Till sist vill vi tacka Ann-Margret Hvitt Strömvall som har tagit sig tid till att vara vår examinator.

Johanna Gunnarsson & Isabelle Ovesson, Göteborg, juni 2024

Lista med förkortningar

MP - Mikroplaster

TBT - Tributyltenn

DBT - Dibutyltenn

MBT - Monobutyltenn

PAH - Polycykliska aromatiska kolväten

PP - Polypropylen

PS - Polystyren

ABS - Akrylnitril- butadien- styren

PMMA - Polymetylmetakrylat

PC - Polykarbonat

PVC - Polyvinylklorid

PET - Polyetylen tereftalat

PA 6 - Polyamid 6

PA 66 - Polyamid - 6,6

Gårda - Gårda Brunn (provtagningsplats)

S.H - Marinan (provtagningsplats)

S.K - Stigbergskajen (provtagningsplats)

Milli-Q - Avjoniserat ultrarent vatten

TS - Torrsubstans

Innehållsförteckning

1. Inledning **9**
1.1 Syfte 10
1.2 Frågeställningar 10
1.3 Avgränsningar 10
2. Teori **11**
2.1 Sediment och dess inverkan på miljön 11
2.2 Föroreningar 11
2.2.1 Tributyltenn 11
2.2.2 Polycykliska aromatiska kolväten 13
2.2.3 Metaller 14
2.2.4 Mikroplaster och gummipartiklar 14
2.3 Densitetsseparering med salter 15
2.4 Var hamnar förorenat sediment idag 17
3. Metod **19**
3.1 Provtagning i Göteborgs hamn 19
3.2 Bestämning av torrsubstans 21
3.3 Material och kemikalier 21
3.4 Separation med Milli-Q (Experiment 1 och 5) 22
3.5 Separation med salter (Experiment 2, 3 och 4) 24
3.6 Analys av prover internt på Vatten Miljö Teknik laboratoriet 25
3.6.1 Vakuumfiltrering 25
3.6.2 Totalt suspenderat material 26
3.5.3 Flyktigt suspenderat material 27
3.6.4 Mikroskop 27
3.7 Analys av prover på externt kommersiellt laboratorium 28
3.8 Kostnader 28
4. Resultat och diskussion **30**
4.1 Sedimenthantering under laborationen 30
4.2 Föroreningar i sediment innan behandling 32
4.3 Resultat efter separering, vattenfas 34
4.4 Resultat efter separering, sediment 36
4.5 TSS, VSS och mikroskop 38
4.6 Partikelfraktioner 41
4.7 Beräkning av kostnader 42
5. Slutsats **45**
6. Förslag på framtida studier **46**
Källförteckning **48**
Bilagor **52**

1. Inledning

Mikroplaster och andra förorenande ämnen i sediment är i dagens samhälle ett mycket aktuellt och stort problem. Sedimenten som befinner sig i hamnar förorenas bland annat på grund av båtfärg, bestående av metaller, TBT (tributyltenn) och mikroplaster. TBT är idag förbjudet att använda till båtar, men har historiskt sett släppts ut under lång tid vilket har medfört en större ansamling i sedimenten hos hamnarna. Detta har medfört förödande konsekvenser för närliggande ekosystem och marina organismer.

Dessa föroreningar ansamlas inte bara i hamnområden utan kan förekomma i alla slags kustmiljöer. Pågrund av att det förekommer i havsmiljö kan det även lätt spridas med strömmar i vattnet. Mycket av föroreningarna har legat ostört under lång tid på havsbotten och har därför inte haft en avgörande påverkan, förrän hamnarna behöver muddras. Muddring sker när hamnar efterlyser en viss tid fylls med sand, grus och sediment och det behövs grävas bort en del av detta för att fartyg och båtar ska kunna fortsätta passera in i hamnen eller för att ta bort föroreningar. Konsekvenserna av muddringen är att mycket av föroreningarna som har legat orörda i sedimenten nu luckras upp och sprids i vatten. Det tillkommer även hantering av sedimentet, vilket gör processen fortsatt komplicerad. Ofta är det upptagna sedimentet så pass förorenat enligt riktvärden att det inte kan återläggas till havs [1].

I mindre hamnar och marinor ansamlas mycket föroreningar, ofta på grund av underhåll av mindre båtar som utförs där. Detta leder till att stora mängder färgrester, innehållande TBT, samlas vilket har en stor inverkan på havslivet och människor, särskilt eftersom dessa platser ofta ligger nära bryggor och badplatser [2].

Förorenade sediment i brunnar uppstår vid regn och beror på hur mycket dagvatten som rinner ut i dagvattenbrunnar samt på nederbördsmängd, infiltrationsmöjligheter och avdunstning. Vissa markytor, såsom asfalt, har svårare att infiltrera (släppa igenom) vatten, vilket leder till att mer dagvatten rinner till gatubrunnar. Eftersom asfalt har mindre infiltreringsförmåga och ofta belastas av tung trafik, blir dessa brunnar förorenade med oljerester och gummidäckrester. Ibland sker rening av det förorenade vattnet genom dagvattendammar eller filtrering. Dessa föroreningar ansamlas i dagvattensediment, men med stora klimatförändringar, inklusive skyfall och översvämningar, ställs högre krav på

hanteringen av avrinningen eftersom dagvattnet slutligen kan rinna ut i intilliggande vattendrag.

Hamnar, marinor och dagvattenbrunnar har gemensamt att de alla lider av förorenade sediment. PAH och metaller är vanliga föroreningar i alla dessa miljöer, medan sediment i hamnar och marinor har högre halter av TBT och dagvattenbrunnar drabbas mer av oljerester och gummidäckspartiklar från däckslitage på vägar. För att få en förståelse av hur stor utbredning förorenat sediment har, benämns olika provtagningsplatser såsom Gårda brunn, Stigbergskajen och Marinan som alla i slutändan, mer eller mindre, hamnar i samma vatten [3].

1.1 Syfte

Syftet med projektet är att ta sedimentprover från en marina, en kaj och en dagvattenreningsanläggning och använda olika metoder för att kunna rena provet från så mycket föroreningar som möjligt. För att i slutändan kunna uppnå en renare och tryggare miljö för samhället, marina ekosystem och dess organismer.

1.2 Frågeställningar

- Vilka typer av föroreningar och mikroplaster kommer att upptäckas i sedimenten?
- Hur väl renar densitetsmetoderna med salterna NaCl, KBr, NaI de förorenade sedimenten?
- Hur mycket uppskattas de olika metoderna med salterna att kosta?
- Gör en mixning av sedimenten innan densitetsseparering någon skillnad i processen?

1.3 Avgränsningar

Projektet kommer att avgränsas till enbart provtagning i Göteborgs hamn, samt att fokus kommer att ligga på hur väl mikroplaster och TBT renas från sedimenten. Arbetet har även behandlat de labresultat som inkommit under arbetets tidsram. Därför saknas vissa provresultat och analys av dessa. Endast provtagning av sediment från Stigbergskajen ingick i arbetet och proverna från Gårda och Marinan togs vid både senare och tidigare tillfällen av andra provtagare. Kostnadsberäkningen inkluderar endast kostnader för kemikalier, inte kostnader som tillkommer i form av hantering av sediment, muddring och utrustning för processen.

2. Teori

2.1 Sediment och dess inverkan på miljön

Sedimentet är definierat som partikulärt material som avsätts och ackumuleras på botten av hav och sjöar genom olika processer såsom avsättning och sedimentation. Sediment består av olika kornstorlekar, vilket påverkar hur snabbt det sedimenterar. Stora korn, som sand och grus, sjunker snabbt till botten, medan små korn, som silt och lera, håller sig längre i vattenfasen. Om sedimentet innehåller mycket organiskt material kan det bli mer flytande och sedimentera långsammare. Detta beror på att organiskt material är mindre tätt och mer poröst, vilket gör att det binder till de små kornen och håller dem i suspension längre [4].

Sediment utgör en kritisk komponent inom akvatiska ekosystem, då de fungerar som habitat för bottenlevande växter och djur. Trots dess betydelse är det vanligt förekommande att många marina miljöer har förorenat sediment. Dessa föroreningar släpps ut från industrier, trafik både genom vägar och fartyg som ansamlas i sedimenten och påverkar inte bara det som lever där utan kan även påverka djur och människor som äter till exempel fisk eller skaldjur [5].

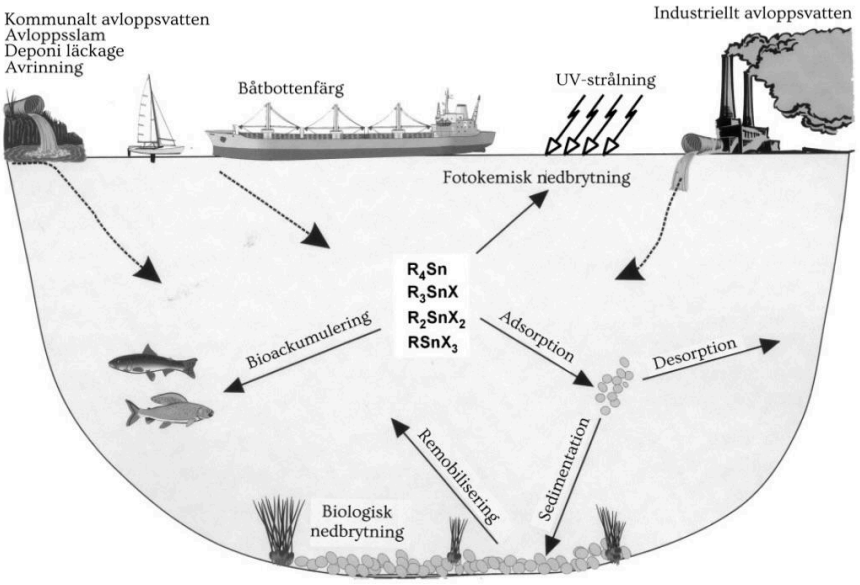
2.2 Föroreningar

Som påtalat tidigare finns det sediment i hav och sjöar som är förorenade. Den urbana miljön ger upphov till föroreningar, allt från fabriker till trafik. Det kan ha spridits via luften men även vatten, när det tillslut hamnar i hav och sjöar och deras sediment. Det som gör det mer påtagligt är att det lätt kan sprida sig när det har ansamlat sig i sedimentet och det får betydligt mer negativ påverkan på människor, djur och natur [6]. Några av de prioriterade ämnena som oftast förekom i höga halter i sediment och som överstiger effektbaserade bedömningsgrunder i sediment var tributyltenn (TBT), koppar och antracen. När de uppkommer i höga halter är det en stor risk att de kommer ha en negativ påverkan på sedimentlevande organismer och marina livsmiljöer. Andra ämnen som också förekommer är fluoranten, kadmium och bly men dessa i lägre halter [7].

2.2.1 Tributyltenn

Tributyltenn, eller TBT, är en tennorganisk förening som är mycket giftig för vattenlevande organismer och djur. Molekylen består av kolväten som är bundna till metallen tenn, och kan därmed bilda mono-, di- och tri-organiska tennföreningar [8]. TBT anses inte i sin oorganiska form som särskilt toxisk, utan det är beroende på egenskaperna hos kedjelängden hos de

substituerande alkaliska grupperna. I akvatiska miljöer har tennorganiska föreningar låg vattenlöslighet samt låg mobilitet, vilket gör dem lättabsorberade av suspenderade partiklar. Under de senaste 50 åren har produktionen av tennorganiska föreningar utvecklats kraftigt på grund av dess egenskaper som kan appliceras till ett flertal användningsområden [9]. Detta har vidare medfört att ämnet har intagit flera olika slags ekosystem och inte enbart via havsbotten.



Figur 1: Distribution av tennorganiska föreningar i akvatisk miljö (med modifikation från [9])

Tidigare under 1900-talet användes TBT som båtbottenfärg för att förhindra att vattenlevande organismer som till exempel havstulpaner fäster sig till skrovet. Föroreningar av ämnet i sediment lokaliseras således mest hos regioner där frakt med båt samt hamnar förekommer. Användningen av TBT till båtar förbjöds år 1989 på grund av dess allvarliga toxicitet mot akvatiska organismer [10]. En låg koncentration av ämnet kan orsaka förödande skada för det akvatiska livet, däribland för alger, zooplankton och musslor, där dödliga nivåer nås redan vid 0.04-16 µg/L [9]. Tributyltenn bryts ner till dibutyltenn (DBT), som i sin tur bryts ned till monobutyltenn (MBT) och slutligen tenn (Sn). Det finns väldigt lite forskning idag hur TBT, DBT och MBT påverkar människan. Med tanke på spridningen av tennorganiska föreningar, bland annat genom båtfärg som än idag sitter kvar på båtar och lossnar successivt, släpps det kontinuerligt ut stora mängder och det är enbart en tidsfråga innan effekterna visar sig hos

människan [10]. Grundvatten i närheten av platser där TBT har påfunnits i sediment i småbåtshamnar riskerar dessutom att påverkas.

2.2.2 Polycykliska aromatiska kolväten

Polycykliska aromatiska kolväten, eller PAH, är organiska ämnen som består av sammankopplade aromatiska ringar. I Sverige finns totalt tre olika grupper av PAH-föreningar och är indelade i grupper efter molekylvikt; PAH med låg molekylvikt (PAH L), PAH med medelhög molekylvikt (PAH M) och PAH med hög molekylvikt (PAH H), se tabell 1 [11].

Tabell 1: PAH-föreningar

PAH L	PAH M	PAH H
Naftalen	Fluoren	Benso(a)antracen
Acenaften	Fenantren	Krysen
Acenaftylen	Antracen	Benso(b)fluoranten
	Fluoranten	Benso(k)fluoranten
	Pyren	Benso(a)pyren
		Dibens(ah)antracen
		Benso(ghi)perylen
		Indeno(123cd)pyren

PAH förekommer naturligt i bland annat petroleum och stenkol, och uppkommer också vid förbränning av organisk material som till exempel fossila bränslen, biobränslen och hushållsavfall [12]. Utsläpp av PAH förekommer främst i stora städer, nära fabriksområden och bilvägar, där den luftburna spridningen kan leda till att PAH tillförs till närliggande mark och vattendrag. Ämnet har låg vattenlöslighet och hög flyktighet, vilket gör att de binder starkt till organiska fraktioner i jorden. Detta medför att PAH begränsar sin spridning till grundvatten på grund av att dess mobilitet minskar [12].

I sediment medför detta att PAH gärna binder sig till de organiska partiklar som sedimenterar för att hålla sig undan från vattenfasen. Därav bildas större mängder av punktkällor där koncentrationen av PAH kan vara hög, och desto längre bort mätningar utförs från det förorenade området, hittas lägre nivåer av substansen. PAH är sedan långt tillbaka känt för

dess toxiska effekter på individers hälsa och närliggande miljö. Flertalet av de nämnda PAH från tabell 1 är cancerogena, mutagena och teratogena (skadligt för foster) och kan orsaka skador på organ och immunsystem [12]. Ämnena är generellt fettlösliga (med en ökande molekylvikt minskar lösligheten i vatten och flyktigheten), och kan bioackumuleras hos fettvävnaden hos djur och människor vid exponering under en längre period. PAH M och PAH H anses vara genotoxiska carcinogener, vilket betyder att de skadar arvsmassan samt kromosomer [11].

2.2.3 Metaller

De flesta metaller som tillförs till en akvatisk miljö sorberas av partiklar som i slutändan hamnar hos sedimenten i sjöar och hav som lagras på lång sikt. Metaller som berörs är oftast kadmium, bly, kvicksilver, nickel, arsenik, kobolt, krom, koppar, och zink [13]. Flera av dessa metaller används flitigt i dagens samhälle till diverse användningsområden som varierar till allt från modern elektronik till bilar och husbyggen. Det resulterar i stora spridningsområden och en vanlig förekomst i sediment och natur. En ökande koncentration av metaller medför påverkan hos organismer och biokemiska processer, vilket resulterar i ett allvarligt hot för levande organismer och ekosystem. Ett stort överskott av ackumulerade tungmetaller i sediment kan leda till neurologiska och oxidativa skador [14]. Både koppar och zink har tidigare använts som bekämpningsmedel i båtbottenfärg likt TBT, och hittas därav oftast tillsammans i havsbotten [15].

2.2.4 Mikroplaster och gummipartiklar

Mikroplaster innefattar små fasta plast- eller gummifragment oberoende av form såsom korn, flagor eller fibrer i en storleksordning mellan 1 nm och 5 mm. Mikroplaster kan vidare delas in i två undergrupper, primära och sekundära mikroplaster. De primära innefattar de mikroplaster som har tillverkats avsiktligt för att användas som råmaterial i plastindustrin och kosmetika men även i konstgräsplaner. Mikroplaster av sekundär natur uppstår när större plast- och gummiprodukter bryts ned till små partiklar. Det kan till exempel hända om plastskräp ligger i naturen och bryts ner av solljuset eller vid slitage av bildäck och syntetisk textil. Mikroplasterna påverkan på miljön har nyligen fått ökad uppmärksamhet och därför råder det en del kunskapsluckor i dagens läge. Hittills kan det bekräftas att det tyder på hög risk att det har en negativ inverkan på människan och miljön men det behövs större kartläggning i huruvida det sprids, vilka källorna är, förekomst och effekter på miljön [16].

Plaster såsom polyeten (PE), polypropylen (PP) och polystyren (PS), vilket har en stor utbredning i flertalet användningsområden, exempelvis flaskor, burkar och andra behållare [17]. Polyamider är även kallat nylon och används i textilier men även vid industriell användning. Det är mestadels tillgängligt som filamentgarn och stapelfibergarn för tillverkning av mattor, kläder, strumpor, rep och industrisnören [18].

Mikroplaster kan även absorbera och innehålla persistenta, toxiska ämnen och tungmetaller till dess yta vilket kan leda till att de tillslut urlakas ur mikroplasterna. Detta leder även till en enklare spridning av toxiska ämnen [40].

Däckslitage är även en avgörande faktor till den ökade spridningen av gummidäcksplaster till miljön. Däck innehåller många olika gummisorter därför behövs många olika gummisorter benämnas. Olika faktorer gör att däck slits mer eller mindre i vägkanterna, speciellt vid större vägar med hög belastning på trafiken.

2.3 Densitetsseparering med salter

I takt med att mikroplaster har blivit ett alltmer utbrett miljö- och klimatproblem, har olika metoder undersökts för att skilja dem från exempelvis vatten- och sedimentprover. Densitetseparering har framträtt som en enkel metod för detta ändamål, jämfört med de nyare och mer avancerade teknikerna såsom elektrostatisk separation eller användning av magnetisk extraktion [19].

Det som utnyttjas är de olika materialens densitet, där plasternas densitet korrelerar med densiteten hos olika salter för att möjliggöra extrahering av mikroplaster. Genom att öka densiteten med hjälp av tunga mättade saltlösningar, kan mikroplasterna flyta till ytan. Förutsatt att saltlösningens densitet är mellan 1.17 och 1.63 g/cm³ och sedimentens densitet ligger mellan 1.6 och 1.8 g/cm³, kommer sedimenten att lägga sig på botten av vätskan. Vilka mikroplaster som kommer att flyta till ytan i de olika saltlösningarna visas i tabell 2. De flesta mikroplaster har en densitet mellan 0.8 g/cm³ och 1.5 g/cm³, och därefter kan saltlösningens densitet justeras [19].

I tabell 2 visas även de olika saltlösningarnas densiteter placerade där plasten blir en lägre densitet jämfört med saltlösningen. NaCl lämpar sig för de platserna med lägre densitet, till exempel polyeten (PE), polypropylen (PP), polystyren (PS) och akrylnitril-butadien- styren

(ABS) men även polyamiderna Polyamid 6 (PA6) och Polyamid - 6,6 (PA 66). KBr densitet är något högre och kan lyckas separera ut polymetylmetakrylat (PMMA) och polykarbonat (PC). NaI har betydligt högre densitet och lämpar sig till de tyngre plastpartiklarna polyvinylklorid (PVC) och polyetylen tereftalat (PET).

Tabell 2: Mikroplasters densitet [20] [21], *Krysset för de olika saltlösningarna i tabell 2 visar på om det är möjligt att extrahera det specifika med denistetseperation.*

Plast	Partikeldensitet (g/cm^3)	NaCl ($1.17 g/cm^3$)	KBr ($1.38 g/cm^3$)	NaI ($1.63 g/cm^3$)
Polyeten (PE)	0.92–0.97	×	×	×
Polypropylene (PP)	0.90	×	×	×
Polystyren (PS)	1.05	×	×	×
Akrylnitril-butadien- styren (ABS)	1.05–1.19	×	×	×
Polymetylmetakrylat (PMMA)	1.18		×	×
Polykarbonat (PC)	1.20–1.22		×	×
Polyvinylklorid (PVC)	1.29–1.44			×
Polyetylen tereftalat (PET)	1.38–1.41			×
Polyamid 6 (PA6)	1.14	×	×	×
Polyamid - 6,6 (PA 66)	1.14–1.15	×	×	×

I tabell 3 beskrivs de olika typerna av gummipartiklar som förekommer i däckslitage vilken NaCl kan användas för att separera många av gummipartiklarna. KBr är lämplig när det är rena däckpartiklar men väl i naturen kan det finnas vägpartiklar på däckslitaget som gör att densiteten blir betydligt högre och då svårare att separera med salterna [22].

Tabell 3: Gummipartiklars densitet [22], *Krysset för de olika saltlösningarna i tabell x visar på om det är möjligt att extrahera det specifika med denistetseperation.*

Gummi	Partikeldensitet (g/cm^3)	NaCl ($1.17 g/cm^3$)	KBr ($1.38\ g/cm^3$)	NaI ($1.63 g/cm^3$)
Butadiengummi (polybutadiene)	0.91	×	×	×
Naturgummi (polyisopren)	0.91	×	×	×
Styren-butadiengummi (SBR)	0.91–0.965	×	×	×
Rena däckslitbanepartiklar	1.15–1.18		×	×
Däckslitagepartiklar med vägpartiklar på ytan	1.7–2.1	-	-	-

Inte bara mikroplaster och gummidäckspartiklar kan densitetsseparareras. Potentiellt så kan även föroreningar från sediment avlägsnas med densitetsseparering. Tabell 4 visar densiteten på TBT, PAH och alifater där de två sistnämnda kan variera i densitet beroende på hur många kolväten som ingår. NaCl är lämplig för PAH och TBT och KBr är lämplig för tyngre kolväten.

Tabell 4: Densitet. Alifater, PAH och TBT

	Densitet g/cm^3	Saltlösning densitet	Ref.
TBT	1.103	NaCl (1.17)	[23]
PAH	1.16–1.35	NaCl (1.17)/ KBr (1.38)/ NaI(1.63)	[24][25]
Alifater	0.63–0.86	NaCl (1.17)/ KBr (1.38)/ NaI(1.63)	[26][27]

2.4 Var hamnar förorenat sediment idag

Göteborgs hamn har en stor betydelse för den svenska importen och exporten med dess geografiskt fördelaktiga läge och dess goda utbyggnad av infrastruktur. På grund av att hamnen i århundraden har varit Sveriges port till omvärlden har de kommit och gått enorma mängder fartyg [28]. Under 1960-talet användes båtbottenfärg med tributyltenn i större

utsträckning på båtar och fartyg vilket senare visade sig vara toxiskt för människor, djur och natur. Tributyltenn förbjöds i båtbottenfärger 1989 men det som lämnats kvar av den perioden är färgflagor och rester som har skavts bort från båtarna och sjunkit ner till hamnens botten. Trots förbudet förekommer fortfarande farliga ämnen såsom TBT, men även koppar och zink i höga halter, i sedimentet. För att förhindra detta och deras spridning är det viktigt att analysera sedimenten för att senare kunna åtgärda problemen som uppstår med förorenad hamn [10].

I dagsläget har första utgångsläget för Göteborgs Hamn varit att dumpa sediment i djuphavshålor utanför fyrön Vinga. Där inkluderas även förorenat sediment men att det då täcks över med ett tjockt lager rent sediment för att eliminera spridningen av föroreningar. Detta är en effektiv och ekonomiskt gynnsam lösning [29]. Problematiken uppstår dock när" rätt sediment ska hamna på rätt plats", och hur stort spridningsområde som uppstår när det väl ska dumpas. Det är många aspekter som är svåra att förutspå. Såklart dras de finansierade parterna åt denna hantering då de gynnar dem i störst utsträckning. De andra metoderna som medför separation av föreningar och mikroplaster innan de dumpas kan då tänkas vara betydligt mer kostsamma och inte lika fördelaktiga i den aspekten [30].
Förorenade sedimentmassor brukar skickas till deponi. Även förorenade dagvattensediment brukar deponeras. Ifall muddermassorna har låga halter av föroreningar kan massorna användas istället för att deponeras, till exempel till övertäckning av deponier eller som utfyllnad i markarbeten.

3. Metod

För att få fram ett resultat och dra slutsatser bestod metoden av både ett laborativt och ett litterärt arbete med fokus på inhämtning av information. Den litterära informationsinsamlingen innefattade sökningar i Chalmers Bibliotek, databaser och forskningsartiklar inom ämnesområdet marina miljöer och sedimenthantering. Den laborativa delen innebar insamling av prover och genomförande av fem olika densitetseparationsexperiment där NaCl, NaI och KrB användes som behandlade kemikalier. Milli-Q-vatten och mixat sediment användes i två av experimenten för att säkerställa representativitet i resultaten. Efter att experimenten genomförts fortsatte den laborativa delen med en analytisk fas med TSS, VSS och mikroskop samt analys av proverna av externa företag.

3.1 Provtagning i Göteborgs hamn

Tisdag den 19/3-2024 genomfördes en expedition till Göteborgs hamn där upphämtning och provtagning av sediment från havsbotten utfördes. Klockan 07:40 bar det av mot Hisingen och Energihamn, port 1. Vid hamnen hade båten Saxkran bokats och efter en båtfärd på cirka 30 minuter var teamet framme vid Göteborgs Hamns huvudkontor där den planerade provtagningen skulle utföras. Vid provtagning av sediment på havsbotten används ekmanhuggare (eller bottenhuggare), som är avsedda för användning i mjukt sediment och når cirka 10 cm ner i botten. Resultatet blir ett snabbt och enkelt “grab sample” [31].

Figur 2: Bottenhuggare

Bottenhuggaren hissades ner till havsbotten med hjälp av ett rep där medföljande dropp-vikt sitter. Väl vid provtagningstillfället sträcks repet och dropp-vikten släpps med kraft uppifrån ytan. När dropp-vikten slog i lådan stängs gångjärnsflikarna och slog igen luckan. Därefter hissades bottenhuggaren upp igen och sedimentet kunde extraheras. Totalt togs 6 stycken sedimentprover från Stigbergskajen från tre olika upphämtningspunkter. Mellan de tre punkterna var det ungefär 20-30 meter i avstånd. Vid några prover hittades större mängder organiskt material som musslor, ostron, havsanemoner och maskar, som extraherades så gott det gick med hjälp av en spade.

Platsen där proverna har tagits i Göteborgs hamn visas i figur 3 med benämning Göteborgs hamn. Prover har även tagits från Gårda brunn och visas i figur 3 med benämning Gårda Brunn. I Gårda togs prover ut i de två sista brunnarna i en serie om sju sedimentationsbrunnar, brunn 6 och brunn 7. Prover togs även ut i en marina i Göteborgsområdet. Proverna från marinan och Gårda Brunn togs på samma sätt som i Göteborgs hamn, med bottenhuggare. Provtagningen av dessa prover ingick inte i detta examensarbete men experiment gjordes på proverna. Vidare i rapporten kommer Gårda Brunn benämnas Gårda, Stigbergskajen som S.K och marinan som Marinan.

Figur 3: Karta över de provtagningsplatserna Göteborgs hamn (S.K) och Gårda Brunn (Gårda)

3.2 Bestämning av torrsubstans

Som förberedelse inför kommande utförande och experiment behövdes torrhalten beräknas för att tillsätta rätt volym saltlösning med rätt mängd ultrarent vatten (Milli-Q). Efter expeditionen mättes ungefär 2 gram blött sediment upp på en aluminiumform, som sedan torkades i ugn under ett dygn i 105 °C. Fuktkvoten beräknas sedan enligt följande ekvation:

$Fuktkvot = \frac{Blött\ sediment}{Torrt\ sediment}$, där volym saltlösningen därefter kunde beräknas med

$\frac{Lösning}{Torrt\ sediment} = 3$

Figur 4: 105°C ugn

3.3 Material och kemikalier

De tre olika salterna, NaCl, NaI, och KBr, samt Milli-Q redovisas i tabell 5 med dess mängder och egenskaper. Densiteten på saltlösningen är beräknad utifrån de mängder av salt och vätska som används i experimentet enligt följande:

$\frac{1}{\rho} = \frac{x(salt)}{\rho(salt)} + \frac{x(H2O)}{\rho(H2O)}$

$där\ x(salt) = \frac{m(salt)}{m(salt)+m(H2O)}$,

$x(H2O) = 1 - x(salt)$.

Tabell 5: Materialens egenskaper

Kemikalie	Koncentration	Massa sediment	Volym lösning	Densitet saltlösning
NaCl	6.2 M / 360g/L	1 kg	3 L	1.17 g/cm^3
KBr	5.9 M / 700 g/L	1 kg	1.5 L	1.38 g/cm^3
NaI	7.8 M / 1170 g/L	1 kg	1.5 L	1.63 g/cm^3
Milli-Q	-	1 kg	3 L	-

Proverna extraherades från fyra olika sediment. Från Stigbergskajen användes prov 5, från marinan prov 4 och från Gårda testades brunn 6 och 7. Där experiment 1-4 använde sediment från Gårda 6 och experiment 5 använde sediment från Gårda 7. Från respektive prov utfördes 5 olika experiment enligt följande:

Tabell 6: Projektets uppdelning av experiment

Ordning	Metod
Experiment 1	Milli-Q
Experiment 2	NaCl
Experiment 3	NaI
Experiment 4	KBr
Experiment 5	Milli-Q med mixning (stavmixer)

3.4 Separation med Milli-Q (Experiment 1 och 5)

Under experiment 1 tillsattes Milli-Q med sediment till en 1 L bägare med förhållandet 1:3, alltså 250 gram sediment med 750 ml destillerat vatten. Detta utfördes för fyra bägare totalt

för varje sediment. Därefter omrördes bägaren kraftigt med en sked i rostfritt stål så att lösningen och sediment blandades väl. Lösningen lämnades sedan under 2–3 timmar för att invänta separation av vattenfas och sediment. Efter det extraherades vattenfas med hjälp av dekantering och pipett till 4 stycken olika flaskor som skickades externt till ett kommersiellt laboratorium där proverna studerades. De fyra flaskorna hade volymen 1 L, 500 ml, 250 ml och 50 ml. Även sedimentet skickades iväg externt på analys för att identifiera hur mycket föroreningar och mikroplaster som lyckats extraherats med de olika experimenten. En mängd vätska sparades för vidare intern analys.

Figur 5: Milli-Q innan separering, Gårda (vänster), Stigbergskajen (S.K.) (mitten) och Marinan (höger)

För att kunna få en bättre omrörning och fördelning av partiklar mellan sedimentet och Milli-Q genomfördes experiment 5 där blandningen mixades med en stavmixer som ett förberedande steg innan påbörjan av sedimentering. Detta gjordes på grund av att se om fler partiklar, som mikroplaster, sönderdelas till mindre bitar och på så sätt lättare utnyttjar kraften av densitetsseparering där större mängd föroreningar flyter upp med vattenfasen. När den nya lösningen har separerat sig och föroreningarna har stigit till ytan (efter cirka 2–3 timmar), extraherades vattenfasen med hjälp av pipett och dekantering. Extraherat vatten och sediment hanterades på samma sätt som tidigare experiment.

Figur 6: Stavmixer som ett förberedande steg. Stigbergkajen (S.K.) sediment (vänster), Stigbergskajen mixad (höger)

3.5 Separation med salter (Experiment 2, 3 och 4)

Projektet utförde separation av föroreningar från sediment med följande salter: NaCl, NaI och KBr. Experimenten gick ut på att se om salternas olika egenskaper samt densitet kunde medföra olika mängder av urlakad förorening från vattenfasen och därmed vilken som resulterade i effektivast separation. Saltlösningarna förberedes till mättat tillstånd innan den tillsattes med sedimentet. På samma sätt som i experiment 1 och 5 med Milli-Q tillsattes 250 gram sediment med 750 ml saltlösning. Väl i bägaren blandades lösningen med kraftig omrörning, för att sedan lämnas under 2–3 timmar medan faserna separerades. Vätskefasen extraheras därefter med hjälp av dekantering, och vätskan och sediment skickas sedan på extern analys.

Under experimentet med salterna upptäcktes dessvärre att mängden beställt salt för NaI och KBr var för liten, samt att en 500 ml flaska från de externa laboratorierna behövde bytas ut till ytterligare en 1 L flaska. Alltså behövdes nu två stycken 1 L, en 250 ml och en 50 ml skickas iväg. Därav gjordes beräkningar om med nya förhållanden för att bibehålla samma koncentration och densitet på salterna som innan. De nya förhållandena för experiment 3 och 4 blev då 1.5. Med 250 gram sediment tillsattes en saltlösning gjort av 375 ml destillerat vatten med den beräknande mängd salt från tabell 7. Efter 2–3 timmar då separeringen var genomförd, tillsattes den saknade mängden 375 ml destillerat vatten till de dekanterade

proverna så att den totala mängden sen tidigare blev densamma. Saltlösningen späddes alltså i efterhand.

Tabell 7: Mängden salt hos respektive experiment

Salt	Massa (g)	Volym destillerat vatten (L)
NaCl	1087	3
NaI	1680	1.5
KBr	1052	1.5

3.6 Analys av prover internt på Vatten Miljö Teknik laboratoriet

En del av den sparade mängden vattenfas från extraktionen med de olika metoderna användes internt på Vatten Miljö Teknik laboratoriet på Chalmers Tekniska Högskola för att kunna beräkna “Total Suspended Solids“ (TSS) och “Volatile Suspended Solids” (VSS). Ytterligare användes mikroskop som analyseringsmetod för att titta på och identifiera mikroplaster och andra mindre partiklar med som var för små för det blotta ögat. Detta genomfördes bland annat för att kunna avgöra partiklarnas storlek.

3.6.1 Vakuumfiltrering

Vakuumfiltrering är en teknik som innefattar en tryckgradient som drar vätskan genom filterpappret, vilket möjliggör en högre filtreringshastighet i jämförelse med en normal filtrering med enbart tyngdkraft [32]. Filterpapperna spolades rena med Milli-Q och torkades i förebyggande syfte i 550°C ugnen för att bränna bort eventuella organiska rester. Vakuumfiltrering utförs för att rena de dekanterade lösningarna och separera ut mikroplaster och andra föroreningar på filterpappret. 100 ml av vattenfasen från respektive experiment tillsattes till filtreringssystemet. Filterpapper från VWR (glasmikrofiber filter) fångar upp partiklar med en partikelstorlek större än 0.7 µm och sparades sedan för att genomföra TSS och VSS samt för att undersöka partiklarna fångade på filterna i mikroskop.

Vätskan som användes togs från det återstående vätskan som kvarstod efter dekanteringen och provtagningen. Vätskan från de olika experimenten fick sedimentera 1 dygn för att sedan användas i vakuumfiltreringen. Det gjordes två olika versioner av filtreringen, en omgång där

vätskan dekanterades ytterligare en gång till från de partiklar som var kvar i vätskan, och en omgång där flaska med vätska skakades om.

Figur 7: Vakuumfiltrering

3.6.2 Totalt suspenderat material

TSS står för "Total Suspended Solids" eller på svenska "Totalt Suspenderat Material", och analyserar det extraherade materialet enligt den standardiserade metoden. Koncentrationen av TSS undersöker hur mycket partiklar det är, både organiskt och inorganiska material, som fastnat på filterpappret. Partiklarna är > 0.7 µm.

$TSS = \frac{m_{105°C} - m_{filter}}{V}$ där,

m_{filter} = massan på ett filterpapper (0.139 gram)

$m_{105°C}$= massan på filterpappret efter upphettning i ugn på 105°C

V = andelen vattenprov som filtreras (100 ml)

Filterpappret vid TSS brändes i ugnen i ungefär 1–2 timmar. Där filterpappret vägdes både innan vakuumfiltrering samt efter torkningen för att få fram massorna.

3.5.3 Flyktigt suspenderat material

Flyktigt suspenderat material eller "Volatile Suspended Solids" (VSS) är ett mått på koncentrationen organiskt material som har suspenderat i vatten enligt följande ekvation. Filterpappret efter vakuumfiltrering torkades i 550°C ugn i ungefär 1 timme. Därefter användes massan från 105°C ugnen med massan från 550°C ugnen för att beräkna VSS.

$$VSS = \frac{m_{105°C} - m_{550°C}}{V}$$

$m_{105°C}$ = massan på ett filterpapper efter upphettning i ugn på 105°C

$m_{550°C}$= massan på filterpappret efter upphettning i ugn på 550°C

V = andelen vattenprov som filtreras (100 ml)

Figur 8: 550°C-ugn

3.6.4 Mikroskop

Mikroskop används för att kunna synliggöra och titta på partiklar som är för små för att se med det blotta ögat. Metoden används för att lättare se mikroplaster och färgrester på de torkade proverna av sediment samt kunna avgöra storleken på dessa. De proverna som har använts till mikroskop har extraherats från vattenfasen från sediment separationen och därefter vakuumfiltrerats. Proverna torkade sedan i rumstemperatur innan mikroskop

utfördes. Modellen på mikroskopet som användes var Olympus BX53 från LRI Instrument AB.

3.7 Analys av prover på externt kommersiellt laboratorium

De extraherade lösningarna från experimenten skickas på analys externt hos de ackrediterade laboratoriumen ALS och Eurofins där halter av föroreningarna mikroplaster, PAH, alifater, metaller och TBT analyserades i vätskan och sedimentet efter separation. Metaller analyserades enligt ISO/IEC 17025 vilket innebär att proven surgjordes innan de analyserades med ICP-MS. I sedimentet analyserades metaller med S-SFMS-59 eller S-SFMS-53. PAH i sediment analyserades enligt SS-ISO 18287 med hjälp av GC-MS och även S-SPIGMS03. Alifater i vattenprov analyserades enligt SPI 2011 och i sediment enligt S-SPIGMS03. Det som inte har benämnts har analyserats med intern metod. Sedimenten som kommer från de tre olika platserna Gårda, Stigbergskajen och marinan analyserades både innan och efter experimenten utfördes. Dessa värden kommer att användas för att jämföra olika riktvärden som finns i dagens forskning hos förorenade sediment.

Följande mikroplaster analyserades hos Eurofins > 10 µm: Polyeten (PE), Polypropylen (PP), Polystyrene (PS), Akrylnitril-butadien-styren (ABS), Polymetylmetakrylat (PMMA), Polykarbonat (PC), Polyvinylklorid (PVC), Polyetylentereftalat (PET), Polyamid 6 (PA6) och Polyamid-6.6 (PA66). För proverna i Gårda analyserades också gummipartiklar bestående av Polybutadiene, Polyisoprene och Styren-butadiengummi (SBR).

3.8 Kostnader

En viktig aspekt att observera är om det är ekonomiskt hållbart att rena sediment från föroreningar med salt om det ska i framtiden appliceras i större skalor. I det här avsnittet benämns enbart kostnaderna för inköpen av salt. Det kommer tillkomma kostnader för till exempel hantering av sediment, transport och utrymmen där separeringen kan ske. Det som kommer att ha en avgörande faktor är priset på saltet och om det kan nå upp till den separation av föroreningar som är i behov. I experiment har även mättade lösningar använts vilket också gör att det behövs större mängd salt. Nedan i tabell 8 visas kilopriset för NaCl, NaI, och KBr och hur mycket vätska det behövs för att uppnå mättad lösning. Priset är taget från källor där saltet används i laborativt bruk och kan därmed variera beroende på om det är för kommersiellt bruk eller för laborativt bruk. Med ett 3:1 förhållande mellan vatten och sediment visas även hur mycket sediment som kan renas med 1 kg salt.

Tabell 8: Pris på kemikalier, maj 2024

Kemikalie	Pris (kr/kg)	Mängd vatten till 1 kg salt (liter)	Mängd sediment för att uppnå 3:1 (vatten :sediment) förhållande (g) för 1 kg salt	Ref.
NaCl	263	2.76	920	[33]
NaI	4720	0.89	590	[34]
KrB	1200	1.43	950	[35]

4. Resultat och diskussion

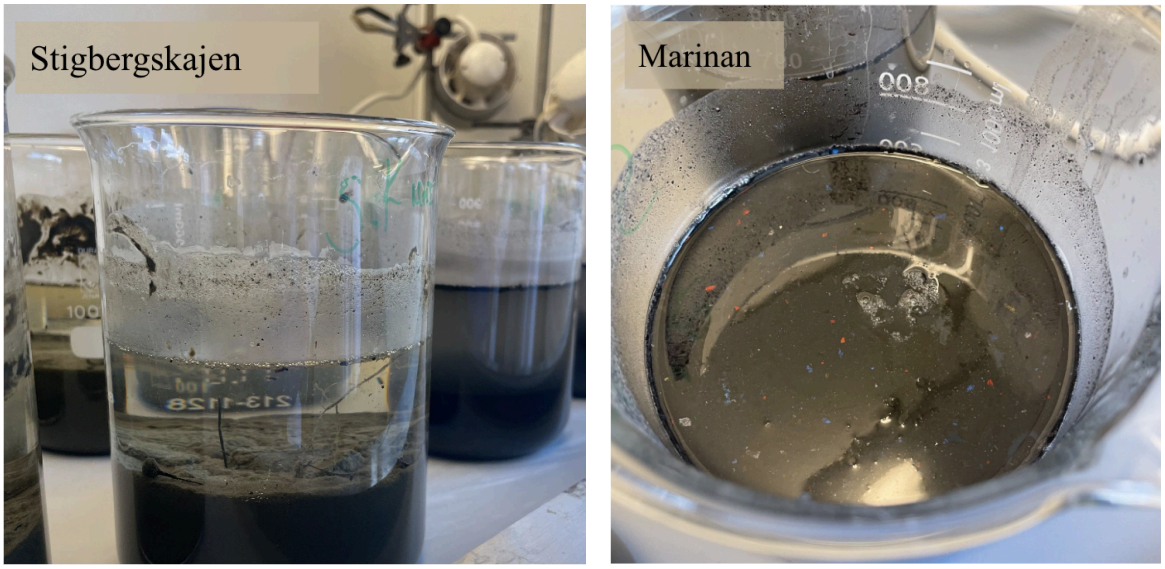
Under denna sektion presenteras resultaten från de fem olika experimenten som har utförts. Den första delen av resultaten visar på vilka föroreningar som fanns i sedimenten innan metoderna utfördes. Därefter finns resultat om hur mycket av de toxiska föroreningarna och mikroplaster som har lyckats urlakas till vattenfasen från sedimenten,och hur mycket föroreningar som fanns kvar i det renade sedimentet efter experimenten. Vidare presenteras också en sektion där det beräknande TSS och VSS visar på hur stor andel partiklar och organiskt material som fanns i proverna. Slutligen diskuteras de respektive experimentens fördelar, nackdelar samt effektivitet gentemot både material och kostnader.

4.1 Sedimenthantering under laborationen

På grund av att det användes olika densiteter i de olika experimenten såg separationen i bägarna olika ut. Figur 9 visar de olika provtagningsplatsernas sediment efter separation med NaCl. Det som skiljer dem åt är hur klar separeringen har blivit och hur mycket partiklar som har lagt sig på ytan. Gårda har ett tjockare lager på ytan och gummiliknande partiklar som indikerar att platsen ligger bredvid en trafikerad väg. Stigbergskajen visar på betydligt mer ljust sediment och mindre partiklar till skillnad från marinan som är mörkare och en grumligare separering (Tabell 21).

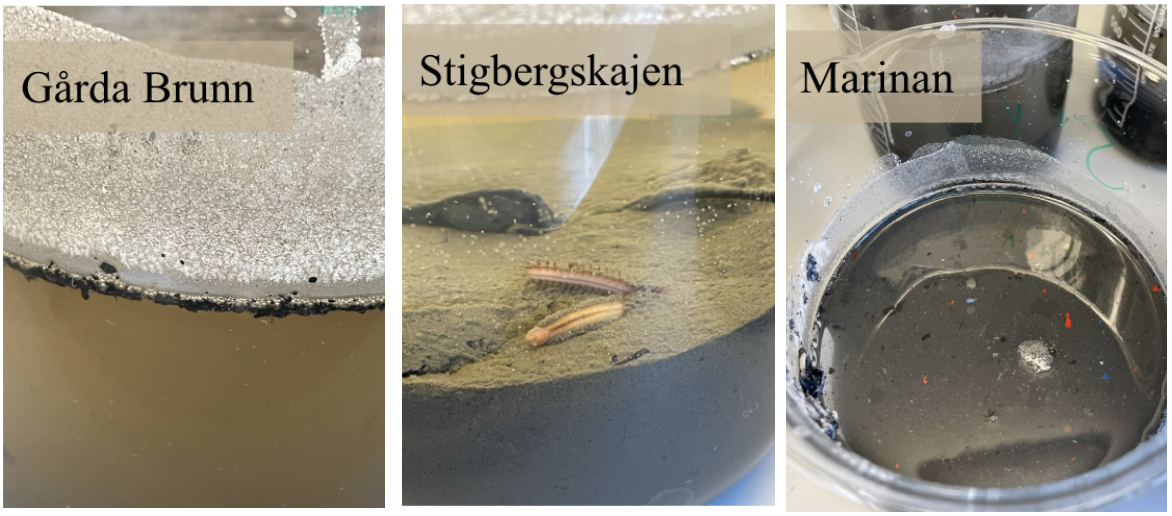
Figur 9: Efter separation med NaCl. Gårda (vänster), Stigbergskajen (S.K) (mitten) och Marinan (höger)

Figur 10 visar bilder efter sedimentering med NaI för Marinan och Stigbergskajen. Det som var markant vid observeringen efter NaI separationen var Stigbergskajens klara separering och näst inpå inga partiklar på ytan. När högre densiteter testades, inkluderande NaI, observerades stora mängder plastpartiklar på ytan vilket kan ses i figuren nedan.



Figur 10: Efter separation med NaI. Stigbergskajen (S.K) (höger), Marinan (vänster)

Figur 11 visar efter separering med saltet KBr för Gårda, Stigbergskajen och Marinan. Även här har Gårda synliga antydande gummipartiklar och marinan stora mängder färgflagor. I Stigbergskajen observerades en havsmask och under hela projektet var det Stigbergskajen som hade mest synligt organiskt material.



Figur 11: Efter separering med KBr. Gårda (höger), Stigbergskajen (mitten), Marinan (vänster)

Efter att proverna hade fått separera i experimentet där provet hade mixats blev vattenfasen märkbart mer grumligare. I figur 12 visas detta tydligt och även här kan det särskiljas en viss färgskillnad på proverna där Stigbergskajen är ljusast och Gårda och marinan har en mörkare ton. Något som uppkom under hanteringen av Gårdas prover var oljig produkt på bägare.

Figur 12: Efter separering med Milli-Q och mix. Gårda (höger), Stigbergskajen (mitten), Marinan (vänster)

4.2 Föroreningar i sediment innan behandling

För att kunna fastställa hur mycket föroreningar som har urlakas från sedimenten har provsvar sammanställts från de ursprungliga värdena innan några experiment genomfördes. I tabell 9 visas olika metallers halter i sediment. De metaller som oftast finns i högre halter är koppar, bly och zink då dessa förekommer i båtbottenfärger.

Tabell 9: Metaller i sedimenten innan behandling

mg/kg TS	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Gårda	0.81	<0.1	21.5	47.4	10.5	7.19	204
S.K	6.53	0.38	30.4	33.8	17	31.3	182
Marinan	10.1	0.812	40.6	15800	21.5	125	11100

Olika mikroplaster förekommer olika mycket i havsbotten och brunnar beroende på var proverna har hämtats, vilket redovisas i tabell 10. I Gårda förekommer det mycket polypropen (PP) och polystyren (PS). Dessa polymerer är slitstarka, tål hög påfrestning och används som material till detaljer på bilar. Eftersom att Gårda-proverna är från en dagvattenbrunn vid en motorväg är detta samband påtagligt. Vid Stigbergskajen finns det betydligt mer av PA66. Denna polymer används ofta till industrisnören, vilket kan vara en trolig förklaring eftersom fartyg använder snören och rep.

Tabell 10: Mikroplaster i sedimentproven innan behandling

µg/kg TS	PE	PP	PS	ABS	PMMA	PC	PVC	PET	PA6	PA66
Gårda 6	<0.5	<8.0	2310	<4.0	<4.0	<20.0	<50.0	<4.0	<2.0	<20.0
Gårda 7	<5.0	37000	<2.0	<4.0	<4.0	<20.0	<50.0	<4.0	<2.0	<20.0
S.K	<5.0	<8.0	<2.0	<4.0	<4.0	<20.0	<50.0	<4.0	<2.0	1530
Marinan	959	<8.0	5090	<4.0	<4.0	1700	7950	9220	<2.0	<20.0

Alifater är mest relevanta för Gårda eftersom tyngre alifater, som C16-C35, är petroleumprodukter som släpps ut från fordon till dagvattenbrunnarna. I kategorin petroleumprodukter ingår material såsom bensin, fotogen, dieselbränsle och andra oljeprodukter. Tabell 11 visar att de tyngsta kolvätena är särskilt representerade bland alifaterna.

Tabell 11: Alifater i Gårda-sediment innan behandling

mg/kg TS	>C8-C10	>C10-C12	>C12-C16	>C16-C35
Gårda	<10.0	<20	21	1590

Tabell 12 visar gummipartiklar i Gårda-sediment vilket troligtvis kommer från däckslitage från fordon som bilar och lastbilar. Polybutadiene, polyisoprene och SBR uppvisar alla höga halter, men mängden polyisoprene har den trippla mängden gummipartiklar i Gårda 7 jämfört med Gårda 6. Gårda 7 var den sista brunnen i raden av sju sedimentationbrunnar, så att gummihalterna är högre i denna brunn är logisk mer finpartikulära föroreningar kan sedimentera här.

Tabell 12: Gummipartiklar i Gårda-sediment innan behandling

$\mu g/kg$ TS	Polybutadiene	Polyisoprene	SBR	Innehåller gummi
Gårda 6	32300	31600	33000	Ja
Gårda 7	46300	99500	27000	Ja
S.K	<20.0	<20.0	<5.0	Nej

PAH i sediment förekommer i olika kategorier och tabell 13 visar de olika halterna i sedimentproverna. Sedimentet från Gårda har något högre halt än från Stigbergskajen (S.K).

Tabell 13: PAH i sedimentproven innan behandling

mg/kg TS	PAH 16	PAH L	PAH M	PAH H	Cancerogena PAH	Övriga PAH
Gårda	3.88	<0.150	1.78	2.1	1.7	2.19
S.K	1.28	0.02	0.47	0.79	0.69	0.59
Marinan	5.2	0.18	2.6	2.4	2.2	3.0

TBT förekommer i både Stigbergskajen och Marinan eftersom båda platserna är belägna vid hamnområden där båtar och fartyg passerar. I tabell 14 visas andelarna TBT, DBT och MBT i sedimentproverna.

Tabell 14: Tennorganiska föreningar i sedimentproven innan behandling

µg/kg TS	TBT	DBT	MBT
S.K	75.9	40.1	12.7
Marinan	55 200	4270	1760

4.3 Resultat efter separering, vattenfas

I tabell 15 visas hur mycket av MBT, DBT och TBT som har urlakas från sedimenten till vattenfasen. Anledningen till att Marinan innehåller en såpass hög halt av tennorganiska föreningar beror på att platsen är en småbåtshamn där risken av exponering av flagnade rester av båtbottenfärg är mycket hög. Stigbergskajen innehåller också en del halter av TBT men inte alls i samma höga halter som Marinan. Riktlinjerna för dödlig påverkan hos akvatiska organismer varierar mellan 0.04-16 µ/L beroende på vilken art det gäller [9].

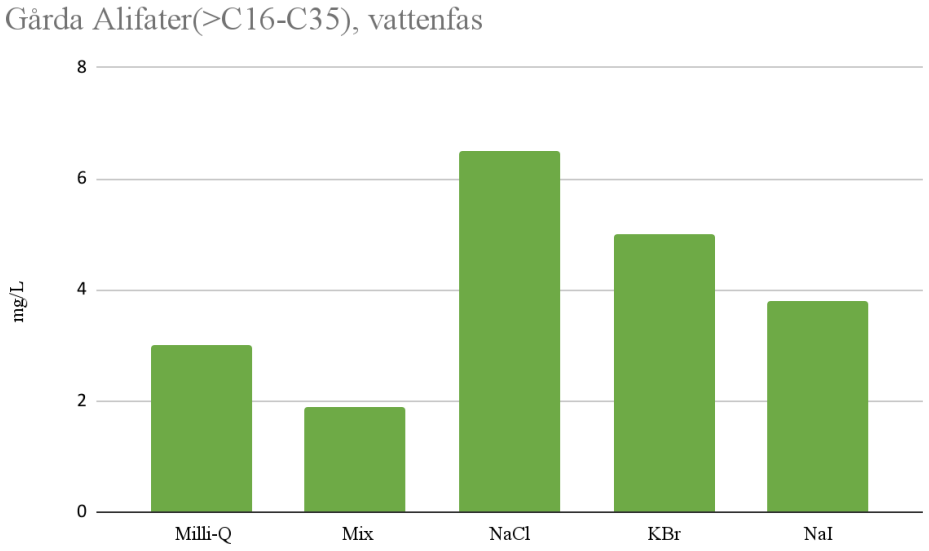
Tabell 15: Sammanställning av mängd MBT, DBT och TBT urlakat till vattenfasen vid användning av Milli-Q, Mix, NaCl, KBr och NaI

ng/L	S.K Milli-Q	S.K Mix	S.K NaCl	S.K KBr	S.K NaI	Marinan Milli-Q	Marinan Mix	Marinan NaCl	Marinan KBr	Marinan NaI
MBT	5.89	6.04	<1	<1	<1	793	1280	247	311	43.5
DBT	6.23	11	2.92	1.47	<1	716	2200	1150	1860	257

TBT	15.0	22.7	15.2	24.6	<0.2	7500	3430	5080	2900	3240

Alifater (>C16-C35) i resultatet hade en utstickande högre mängd jämfört med resterande alifaterna. Det är på grund av att alifater (>C16-C35) är petroleumprodukter som kommer från närliggande motorväg [36]. Att mängden urlakat alifat minskar med ökad densitet på saltlösning kan bero på lösligheten i vatten och olika vätskor. Även längden på alifaterna spelat stor roll då de kortare kedjorna är mer vattenlösliga och de längre mindre [37].

I figur 13 visar det tydligt på att mängden urlakat förorening minskat genom densitetsstorleken i ordningen NaCl, KBr och NaI (från låg densitet till hög densitet), och att experiment 5 med mixat sediment inte bidrog till större mängd utsläpp av alifater.



Figur 13: Alifater urlakat från sediment efter experiment Milli-Q, Mix, NaCl, KBr och NaI, Gårda Brunn. Se alla alifater i Bilaga A.2

I nedanstående tabell 16 presenteras mängden PAH H urlakat efter de olika experimenten. Generellt visas höga halter hos Gårda i alla fem experiment eftersom föroreningen sprids från fossila bränslen från bilar men också genom slitage av bildäck och asfalt [12]. Stigbergskajen och Marinan visar också på flera högre halter av PAH H, detta kan bero på den luftburna spridningen som uppkommer i samband med förbränningen av de fossila bränslena men också hushållsavfall och utsläpp från fabriksområden. Detta gör att spridningen sträcker sig till närliggande markområden men också till olika vattendrag. Enligt Naturvårdsverket klassas PAH H som hög halt vid värden över 5000 ng/L i grundvatten [11].

Tabell 16: Sammanställning av mängd PAH H urlakat för experimenten Milli-Q, Mix, NaCl, KBr och NaI från sedimenten Gårda, S.K och Marinan. Se all data för PAH i Bilaga A.3

PAH H (ng/L)	Gårda	S.K	Marinan
Milli-Q	3900	180	130
Mix	12	930	<4.0
NaCl	7400	640	71
KBr	5500	1900	2100
NaI	10 000	500	20 000

För metaller visas det stor skillnad i mängd i vattenprovet efter att provet har mixat jämfört om det inte mixades. I tabell 17 visas det de två metaller, Cu och Zn, som oftast har högre halter i sediment då båtbottenfärg fortfarande kan innehålla dessa metaller och då frigörs när färgen mixas sönder i sedimentet. Mängden halter av metallerna ökar även med ökad densitet.

Tabell 17: Sammanställning av Cu och Zn urlakat efter de olika experimenten Milli-Q, Mix, NaCl, KBr och NaI. Se all data för metaller i Bilaga A.4

mg/L	Gårda		S.K		Marinan	
	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn
Milli-Q	0.76	3.6	0.0047	0.0059	3.1	4.6
Mix	1.2	5.3	0.97	4.9	12	20
NaCl	0.17	1.3	0.016	0.087	1.2	2.8
KBr	0.9	6.5	0.47	2,7	4.7	6.7
NaI	1.2	5.3 *	*		8.1	9.7

**data saknas*

I tabell 18 visas mikroplaster PE, PP och PS som har urlakas till vattenfasen. Det som går att urskilja är att högre densitet på saltlösningen där KBr fick ut märkvärd hög mängd av PS i gårda.

Tabell 18: Sammanställning av PE, PP och PS urlakat efter de olika experimenten Milli-Q, Mix, NaCl, KBr och NaI. Se all data för Mikroplaster i Bilaga A.5

	Gårda			S.K			Marinan		
$\mu g/L$	PE	PP	PS	PE	PP	PS	PE	PP	PS
Milli-Q	<1.0	144	1.6	54	48	<1.0	52.8	197	<1.0
Mix	675	<0.5	<1.0	<1.0	2.9	<1.0	223	681	1.5
NaCl	1460	<0.5	<1.0	<1.0	16.9	<1.0	286	177	6.5
KBr	<1.0	<0.5	97500	<1.0	21.2	<1.0	809	383	116
NaI	4300	<0.5	<1.0	115	164	13.6	1560	229	157

4.4 Resultat efter separering, sediment

I detta avsnitt redovisas mängden av de olika föroreningar i sedimentet. Tabell 18 visar mängden MBT, DBT och TBT i sediment från S.K och Marinan. Med en mängd på 55 200 µg/kg TS (se tabell 14) i sedimentet innan från Marinan har NaCl lyckats minska mest i mängd. Tabell 18 visar även procentuell skillnad mellan innan och efter där det tydligt visar att NaCl har störst minskning på 91%.

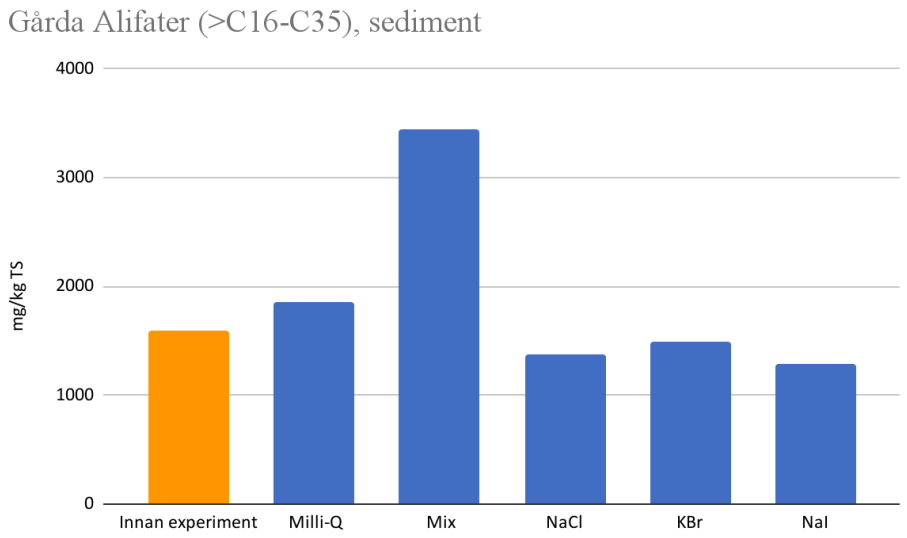
Tabell 19: Mängd MBT, DBT och TBT i sediment från S.K och Marinan efter experimenten. Även procentuell skillnad i TBT. *Pil upp, visar en procentuell ökning innan och efter i mängd TBT.*

µg/kg TS	S.K Milli-Q	S.K Mix	S.K NaCl	S.K KBr	S.K NaI	Marinan Milli-Q	Marinan Mix	Marinan NaCl	Marinan KBr	Marinan NaI
MBT	8.7	1.3	7.7	7.1	6.4	420	370	220	340	220
DBT	25	30	16	15	18	1900	1700	820	1100	930
TBT	120	120	70	78	47	25 000	20 000	4800	12 000	11 000

% diff. TBT	-58 ↗	-58 ↗	8	-3 ↗	38	55	64	91	78	80

* *data saknas*

I figur 14 visas vilken mängd alifater (>C16-C35) som fanns i sedimentet. Det går att se att mängden alifater ökade både i Milli-Q och Mix vilket kan tyda på att det har skett en omrörning och mixas vilket gör att det blir mer spritt i sedimentet. Salterna NaCl, KBr och NaI har minskat mängd i sedimentet och lyckats separera ut en mängd alifater. Om detta jämförs med figur 13 där det visade på mindre mängd i Milli-Q och Mix och mer mängd av salterna visar det på att det var mer effektivt att använda bara saltlösningar och mindre effektivt att mixa sedimentet.



Figur 14: Alifater i sediment från Gårda, innan och efter experimenten Milli-Q, Mix, NaCl, KBr och NaI. Se all data för alifater i Bilaga A.8

I tabell 20 visar de procentuella skillnad mellan före och efter där det går att se att NaI fick en högst procentuell minskning.

Tabell 20: Procentuell skillnad mellan mängd alifater (>C16-C35) före och efter experiment. *Pil upp visar ökning mellan innan och efter.*

	Milli-Q	Mix	NaCl	KBr	NaI
% diff.	-17↗	-117↗	13	6	19

För PAH H, tabell 21, visar analys av sedimenten efter metoderna på både lägre och högre halter än tidigare. Tidigare från tabell 13 låg Gårda på en halt av 2.1 mg/kg, Stigbergskajen låg på 0.79 mg/kg och Marinan 2.4 mg/kg. Anledningen till att halterna har ökat kan bero på omrörningsmomentet i laborationen där partiklar troligtvis sönderslås och därav uppkommer i större mängd. Enligt generella riktvärden av Naturvårdsverket bör halter av PAH H i förorenad mark ligga under 1 mg/kg för känslig markanvändning och 10 mg/kg för mindre känslig markanvändning [11]. Alla värdena efter metoderna ligger inom godkänt område för användning inom mindre känslig mark, och några inom mer känsliga mark. Framförallt tycks proverna från Gårda ha minskat mängd PAH H och där NaCl gav bäst resultat.

Tabell 21: Sammanställning av mängd PAH H i sediment för experimenten Milli-Q, Mix, NaCl, KBr och NaI tillhörande sedimenten Gårda, S.K och Marinan. Där % diff. är skillnaden mellan före och efter. *Pil upp är en ökning mellan före och efter*. Se all data för PAH i Bilaga A.8

PAH H mg/kg TS	Gårda	% diff.	S.K	% diff.	Marinan	% diff.
Milli-Q	0.66	69	2.2	-5↗	3.6	-0.5↗
Mix	1.8	14	1.0	52	5.5	-129↗
NaCl	0.35	83	0.58	72	5.5	-129↗
KBr	0.85	60	0.66	69	4.2	-75↗
NaI	0.80	62	0.40	81	1.8	25

För metaller benämns i tabell 22 enbart koppar och zink då de fanns i störst mängd. Jämförelse med tabell 17 där det beskriver hur mycket urlakat från sedimentet till vattenprovet ser vi att även här att efter mix ökar mängder metall. Det minskar mängd metall när det kommer till ökad densitet på saltlösningen, på många av experimenten med att några ökar.

Tabell 22: Sammanställning av mängd Cu och Zn i sediment efter de olika experimenten Milli-Q, Mix, NaCl, KBr och NaI. Se all data för metaller i Bilaga A.10

mg/kg TS	Gårda		S.K		Marinan	
	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn
Milli-Q	89	400	42	220	19 000	13 000
Mix	150	860	35	190	11 000	8500

NaCl	81	360	33	180	11 000	7800
KBr	90	440	25	120	12 000	10 000
NaI	87	440	21	94	14 000	12 000

Tabell 23 visar en del av mikroplasterna där många av experimenten fortfarande har en del mikroplaster kvar. Vilken som lyckats separera bort mest mikroplaster redovisas tydligare i tabell 24.

Tabell 23: Sammanställning av mängd PE, PP och PS i sediment efter de olika experimenten Milli-Q, Mix, NaCl, KBr och NaI. Se all data för Mikroplaster i Bilaga A.11

	Gårda			S.K			Marinan		
µg/kg TS	PE	PP	PS	PE	PP	PS	PE	PP	PS
Milli-Q	<5.0	2260	518	<5.0	188	<2.0	<5.0	2770	1010
Mix	<5.0	<8.0	<2.0	*	*	*	<5.0	1410	770
NaCl	<5.0	1570	73.9	<5.0	107	<2.0	<5.0	684	275
KBr	*	*	*	<5.0	66.5	26.9	<5.0	<8.0	<2.0
NaI	7310	7870	1060	<5.0	236	<2.0	<5.0	<8.0	1470

**Data saknas*

Tabell 24 visar procentuell skillnad innan och efter experimentet. I Gårda lyckas det minskas i PS i alla experimenten men bäst i mix och sedan NaCl. I S.K lyckades inte några mängder separeras ut. Sist i marinan fick det ut stora mängder PE i alla experimenten men även PS där KBr var bäst.

Tabell 24: Procentuell skillnad i mängd mikroplaster innan och efter experiment. *Pil upp visar en ökning medan siffrorna visar en procentuell minskning.*

	Gårda			S.K			Marinan		
%	PE	PP	PS	PE	PP	PS	PE	PP	PS
Milli-Q	0	↗	76	0	↗	0	99	↗	80
Mix	0	0	99	*	*	*	99	↗	84
NaCl	0	↗	97	0	↗	0	99	↗	94
KBr	*	*	*	0	↗	↗	99	0	99

NaI	↗	↗	54	0	↗	0	99	0	71

**Data saknas*

Tabell 25 visar gummipartiklar kvar i sedimentet efter experimenten där Gårda påvisar stora mängder i KBr och NaI.

Tabell 25: Sammanställning av mängd Polybutadiene och Polyisoprene i sediment efter de olika experimenten Milli-Q, Mix, NaCl, KBr och NaI. Se all data för Gummipartiklar i Bilaga A.12

	Gårda		S.K		Marinan	
µg/kg TS	Poly-butadiene	Poly-isoprene	Poly-butadiene	Poly-isoprene	Poly-butadiene	Poly-isoprene
Milli-Q	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Mix	6.7	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
NaCl	1780	13400	<1.0	2.5	<1.0	115
KBr	3720	5540	<1.0	<1.0	<1.0	60.4
NaI	17700	27200	<1.0	27.1	<1.0	65.3

För en tydligare redovisning av minskningen visar tabell 26 den procentuella skillnaden mellan innan och efter experimenten. I både Gårda och S.K har Milli-Q och Mix en stor minskning.

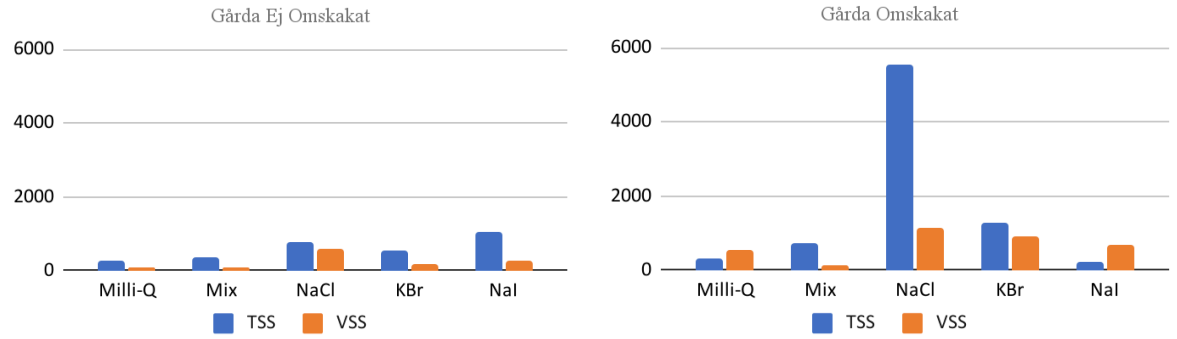
Tabell 26: Procentuell skillnad i mängd gummipartiklar innan och efter experiment. *Pil upp visar en ökning medan siffrorna visar en procentuell minskning.*

	Gårda		S.K		Marinan	
%	Poly-butadiene	Poly-isoprene	Poly-butadiene	Poly-isoprene	Poly-butadiene	Poly-isoprene
Milli-Q	99.9	99.9	95	95	*	*
Mix	99.9	99.9	95	95	*	*
NaCl	94	58	95	88	*	*
KBr	88	82	95	95	*	*
NaI	45	14	95	↗	*	*

**Data saknas från innan experimentet*

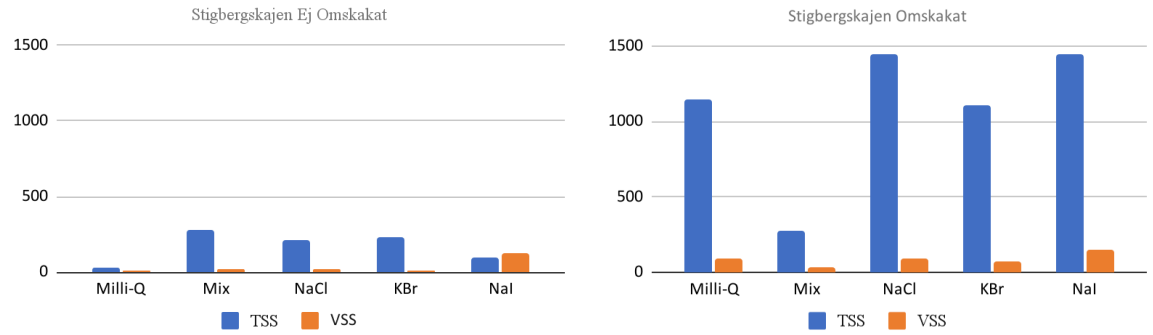
4.5 TSS, VSS och mikroskop

TSS visar hur mycket massa av suspenderade partiklar som finns i vattenproverna och VSS visar hur mycket av de suspenderade partiklarna som är organiska. I Figur 15 visar Gårdas resultat i form av två grafer, en som vattenfasen inte är omskakad och en där den är omskakad. Grafen innehållande ett ej omblandat prov visar på att NaI har mest partiklar i vattenfasen och Milli-Q har minst partiklar.

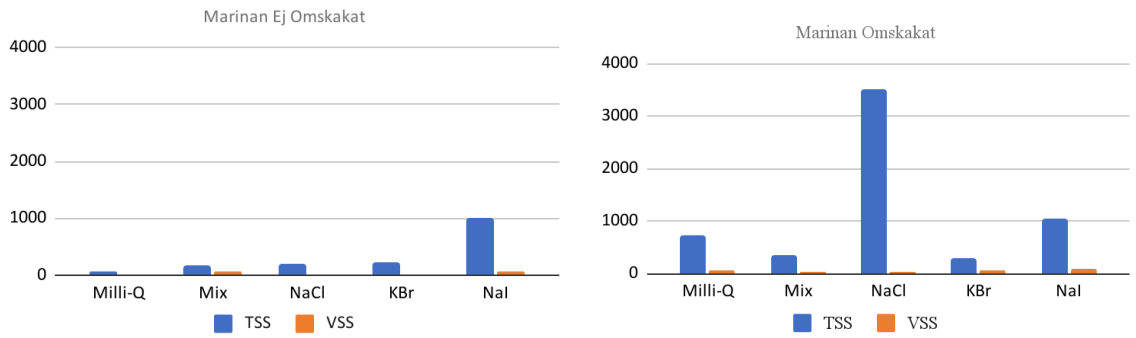


Figur 15: TSS och VSS Gårda. Ej Omskakat prov (vänster), Omskakat prov (höger). Se alla värdena för TSS och VSS, Gårda, i Bilaga A.13

I Figur 16 visar Stigbergskajens TSS och VSS, både inte blandat prov och blandat prov.



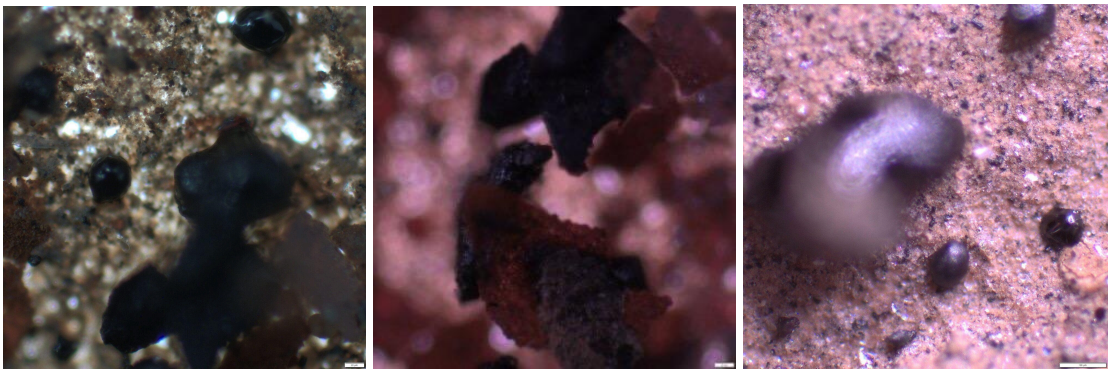
Figur 16: TSS och VSS Stigbergskajen. Ej Omskakat prov (vänster), Omskakat prov (höger) Se alla värdena för TSS och VSS, S.K, i Bilaga A.14



Figur 17: TSS och VSS Marinan. Ej Omskakat prov (vänster), Omskakat prov (höger) Se alla värdena för TSS och VSS, Marinan, i Bilaga A.15

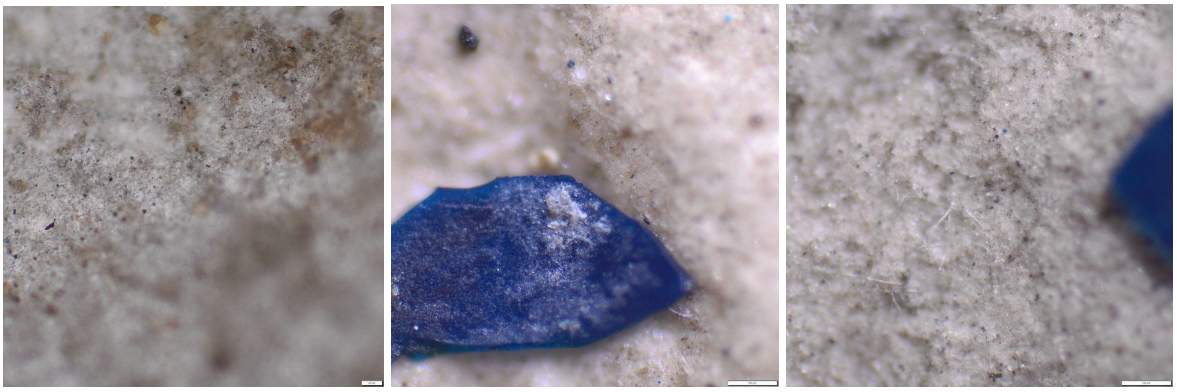
Resultaten från VSS och TSS visar på att vätskan efter densitetsseparering innehåller mycket fina partiklar. Experiment 5 med mixning visar på minst småpartiklar. Troligtvis beror detta på att partiklarna har sönderslits med mixern och att de ännu mindre partiklarna har tagit sig igenom filterporer i filterpapperet.

I figur 18 visas mikroskopbilder från Gårda prover. Partiklarna visar på en storlek mellan 100 µm - 20µm. Troligtvis innehåller proverna från Gårda gummirester från bildäck, olja samt mikroplaster.



Figur 18: Mikroskopbilder från Gårda

Nedanstående bilder visar på prover taget från marinan. De små partiklarna som ser ut som gryn, har en partikelstorlek på < 20 µm. I detta prov gick det att se redan innan med mikroskop de stora plastbitarna med blotta ögat. Troligtvis är det mikroplaster och färgrester som kommer från båtskrov.



Figur 19: Mikroskopbilder från Marinan

I proverna från Stigbergskajen var det minst andel partiklar, samt att de som hittades var av mindre storlek. På samma sätt som i marinan är det troligtvis också mikroplaster och färgrester från båtskrov som visas i mikroskopbilderna.

Figur 20: Mikroskopbilder från Stigbergskajen

4.6 Partikelfraktioner

Partikelfraktioner i sedimentet i tabell 27 visar på storleken på kornen från de olika platserna. Det som är viktigt att påpeka är att i Marinan har störst andel stora partiklar (>2 mm) och S.K. och Gårda likvärdig fördelning. Gårda har en aning större andel större partiklar än S.K.

Beroende på hur stora partiklarna är, kan det påverka hur mycket av föroreningar som lätt kan ty sig till dessa partiklar. Studier har visat på att just metaller har lättare att fästa sig på mindre partiklar vilket kan förklara varför det uppkom större mängd metaller när vi mixade sedimentet. Skillnaderna i partiklarnas storlek kan även påverka hur snabbt dessa sedimenteras och därför kan detta påverka resultatet från de olika platserna [38].

Tabell 227: Partikelstorlek i proverna Gårda, S.K och Marinan. I storleksordningen 0.002 mm- 2 mm resulterade i andelar (%).

ELEMENT Fraktion (mm)	Gårda (%)	S.K (%)	Marinan (%)
> 2	0.7	1.66	23
1-2	1.4	0.14	18
0.5-1	1.62	0.63	8.81
0.25-0.5	3.28	1.7	4.73
0.125-0.25	6.53	1.4	3.81
0.063-0.125	18.7	9.75	5.35
0.032-0.063	15.2	14.2	5.83
0.016-0.032	18.9	22.4	9.43
0.008-0.016	15.7	23	9.62
0.004-0.008	11	17.1	7.39
0.002-0.004	5.61	7.64	3.46
< 0.002	1.32	1.42	0.54

4.7 Beräkning av kostnader

Göteborgs hamn står inför stora omställningar när de har planerat att kunna ta emot de största fraktfartygen som rymmer hela 19 224 containrar. Då behövs det genomföras muddring på ungefär 11 miljoner kubikmeter för att dessa fartyg ska kunna passera in i hamnen utan att gå emot i botten. Av de 11 miljonerna beräknas 285 000 kubikmeter innehålla farliga föroreningar som måste hanteras [39]. Med en genomsnittlig densitet på blött sedimentet, ca 1700 kg/m^3 kommer 484 500 ton sediment.

För båda NaCl och KBr behövs ungefär 1 kg salt till 1 kg sediment, alltså kommer det att behövas 484 500 ton salt. För NaI behövs det 1.7 kg salt för 1 kg sediment vilket betyder att det kommer att behövas betydligt mer salt, 823 650 ton. I tabell 28 visas vilka priser detta skulle innebär enbart med inköp av salt, i miljoner SEK.

Tabell 28: Kostnaden för mängden salt

Kemikalie	Mängd salt (ton)	Slutgitligt pris (mnkr)
NaCl	484 500	127
NaI	823 650	3 888

KBr	484 500	581

4.8 Sammanfattande diskussion

Det finns flera olika parametrar som spelar in när det kommer till vilken metod som blir mest effektiv både när det kommer till kostnader men också prestanda. I experiment 1 och 5 används enbart det avjoniserade ultrarena vattnet Milli-Q (och stavmixer för experiment 5). Metoden i sig är väldigt simpel och Milli-Q som kemikalie är lättillgänglig. Det som uppkommer som kostnad är ett engångsköp på en vattenrenare som kostar ungefär 30 000 kr (på Vatten Miljö Teknik laboratoriet), men det finns både billigare och dyrare varianter. Det som blir problematiskt sedan för alla metoderna är när massan av sediment skalas upp från 1 kg till 484 500 ton i Göteborgs hamn. För resterande experiment 2, 3 och 4 med salterna, blir kostnaderna då för NaCl 127 miljoner, för NaI 3 888 miljoner och för KBr 581 miljoner. Detta är en mycket hög ökning men så som det ser ut idag i samhället och de miljöproblem som de marina ekosystemen präglas av, behövs det hittas åtgärder och lösningar till hur mikroplaster och toxiska föreningar ska hanteras i sedimenten. I dagsläget för Göteborgs hamn dumpas de muddrade sedimenten i djuphavshålor ute vid Vinga vilket är både en effektiv och ekonomiskt gynnsam lösning. Problemet uppstår idag när de förorenade sedimenten är såpass toxiska att de överstiger de rekommenderade riktlinjer för både dumpning ute till havs men också deponiförvaring på land. Spridningsområdet till sjöss kan öka drastiskt ju högre halter av mikroplaster och andra toxiska föroreningar som befinner sig i de dumpade sedimenten. I tabell 15 går det att se att experiment 1 urlakar störst mängd TBT: 7500 ng/L. Så till just denna parameter behövs troligtvis inte de dyrare salterna utan det räcker enbart med Milli-Q. Å andra sidan visar både experiment 3 och 4 på en mycket klarare vätskefas i jämförelse med de andra försöken. Vidare är TBT mycket svårlösligt och har en densitet på 1.1 g/cm^3, vatten har en densitet på ungefär 1 g/cm^3. Trots detta visar det sig att det räcker med Milli-Q som metod. Från tabell 18 går det också att se att experiment 2 med NaCl faktiskt var den metod som hade minst TBT halt kvar i sedimenten efter utförandet. Den ursprungliga mängden TBT för Marinan låg på 55 200 µg/kg varav NaCl enbart hade kvar 4800 µg/kg och Milli-Q hade 25 000 µg/kg. Detta visar på att trots Milli-Q var den som lyckades urlaka mest mängd till vattenfasen, så var det NaCl som egentligen åstadkom ett mycket renare sediment. Vid hantering av de olika kemikalierna är de till största delen helt ofarliga. Det är NaI som är den mest toxiska för människan och miljön. I övrigt är alla

experimenten lätthanterliga och säkra vilket medför en trygghet när metoderna behövs skalas upp.

Partiklar som gummi och mikroplaster i olika färger blev synliga för blotta ögat under experiment 3 och 4, vilket inte till exempel gick att se i vattenfasen med enbart Milli-Q. Detta visar sig också i bilder och provsvar där Marinan visar hög andel av mikroplaster och Gårda på gummipartiklar. När det kommer till mikroplaster och gummipartiklar, så behövs de olika salternas densiteter för att medföra separation mellan sedimenten och partiklarna. Detta påvisas i bilaga A där salterna generellt urlakar störst mängd mikroplaster och gummipartiklar. Saltlösningar visar på förekomst av gummipartiklar i sedimenten, trots att Milli-Q inte visar några sådana partiklar med samma metod. Dock finns det en del partiklar kvar i sedimenten efter densitetsseppareringen även hos salterna. Orsaken till detta kan bero på ett flertal olika felkällor, bland annat kornstorleken hos partiklarna, alltså vilka korn som kommer med i analysen. Mätosäkerhet från laboratoriet spelar även stor roll in vid uppmätning och tillredning av de olika metoderna.

När det kommer till metaller är det flertalet högre värden som hittas i provsvaren. Det som går att utesluta är att koppar och zink, som oftast hittas tillsammans med TBT i småbåtshamnar, ökar i takt med en ökad densitet likt tidigare föroreningar i vattenproverna. Experiment 5 med mixern visade sig dessutom vara den enda metoden som var fördelaktig med metaller. Frågan uppstår dock om mixning medförde att metallerna faktiskt lossnade från de organiska partiklarna, eller om sedimentet enbart virvlas upp i vattenfasen och i slutändan blev mindre mängd finpartikulärt sediment i provflaskorna som la sig på botten efter en tid. En längre sedimentationstid för experiment 5 hade medfört en större säkerhet kring om det är mer partiklar i vattenfasen eller inte. Dessutom, eftersom det blev betydligt högre TSS (se figur 15, 16, 17), på många av experimenten där den dekanterade vätskan skakades om, tyder det på att fler experiment kan behöva sedimentera under en längre tid. Detta för att säkert veta hur mycket som urlakas till vattenfasen.

En annan viktig aspekt som är värd att nämna är att det under metodernas gång uppstod problem som avsaknad av rätt mängd salt och användningen av olika sediment från olika platser. I det förstnämnda löstes problemet genom att behålla den ursprungliga koncentrationen genom att halvera mängden vätska. Men på grund av ett lägre förhållande så uppstod inte samma lösning mellan sediment och saltlösning. I och med att samma mängd

sediment fortfarande används så kan detta ha medfört att partiklarna inte diffuserade lika lätt genom varandra, och att mindre mängd förorening utvanns. För Stigbergskajen och Gårda byttes de olika sedimenten ut varsin gång. För Gårda användes sista experimentet med mixern ett annat sediment som kom från en annan brunn (brunn 7 istället för brunn 6) vilket kan medföra avvikningar i jämförelse med de tidigare analyserade resultaten. För Stigbergskajen användes låda 5 och 6, men dessa kom från samma upphämtningspunkt, så det borde inte ha bidragit till en större skillnad mellan innehåll i föroreningarna.

5. Slutsats

För att hamnar ska kunna anpassa sig för att ta emot de största fraktfartygen, som kräver muddring på cirka 11 miljoner kubikmeter sediment i Göteborgs hamn, varav 285 000 kubikmeter är förorenade, så behövs det hittas metoder för att minska mängden toxiska föroreningar och mikroplaster i sedimenten. I detta projekt användes flera behandlingar med NaCl, KBr, NaI och Milli-Q för att uppnå en högre renhet med hjälp av densitetsseparering. Kostnaderna för dessa metoder varierar kraftigt, med NaCl som det billigaste alternativet och NaI som det dyraste. Experiment har visat att Milli-Q är effektivt för att urlaka TBT från sediment, medan salterna är bättre för att separera mikroplaster och gummipartiklar på grund av densitetsskillnader. Experiment 2 med NaCl hade en minskning på 91.3% från sedimenthalterna TBT innan till efter behandling med metoden. För mikroplasterna hade experiment 3 med NaI en minskning på 78.7% för polypropen i Gårda 7 och för Marinan hade experiment 2 med NaCl en minskning på 94.6% för polystyren. Stigbergskajen hade en minskning för mikroplaster med 98.7% för PA66 (nylon) med alla metoderna. Gummipartiklarna polyisoprene i Gårda hade en minskning på 96.6% för Gårda 7 och 98.9% för Gårda 6 med experiment 2, NaCl. Partiklarna SBR och polybutadiene hade också lika hög andel minskning med experiment 2. Projektet utförde dessutom mixning med stavmixer som ett förbehandlingssteg till experiment 5 där endast vattenproverna med metaller visade på positiv förändring i urlakad mängd. Dock går det inte att utesluta om denna slutsats berodde på att metallerna faktiskt renades från sedimentet, eller om partiklarna enbart virvlas upp i vattenfasen vid användning av stavmixer vilket på så sätt gav utslag vid analys. En längre sedimentationstid för metoderna hade kunnat styrka detta. Trots vissa problem som uppstod i samband med utförande av experimenten, är de föreslagna metoderna säkra och genomförbara i större skalor.

Sammanfattningsvis uppstod en del hinder under experimenten, såsom avsaknad av rätt mängd salt och användning av olika sediment. Problemet med mindre mängd salt löstes genom att halvera vätskemängden, vilket kan ha påverkat diffusion av partiklar och minskat föroreningarnas utvinning. Utbytet av sediment, särskilt för Gårda där olika brunnar användes, kan ha orsakat avvikelser i resultaten. För Stigbergskajen användes sediment från samma upphämtningspunkt, vilket troligen inte påverkade föroreningarnas innehåll nämnvärt.

För att få fram ett mer trovärdigt resultat bör experimentet upprepas för att detektera felkällor och upptäcka mer troliga trender. Trots dessa problem utgör projektet en början på en kartläggning av hur spridningen av föroreningar ser ut på olika platser i Göteborg.

6. Förslag på framtida studier

För framtida studier med rening av förorenade sediment hade det varit intressant att fortsätta testerna med densitetseparation med olika salter samt genomföra flera tester på NaCl, KBr och NaI eftersom metoderna enbart hanns med att testas en gång med tanke på tidsramen för arbetet. Vid uppskalning från 1 kg sediment med 1 liter vätska till flera miljoner kubikmeter sediment och vätska, medför det svåra förhållanden att förhålla sig till vilket kommer kräva djupare undersökning. Kostnaderna för rening av sediment spelar en avgörande roll för framtiden och vad som kommer att kunna appliceras i verkliga fall. Att använda komplexa salter (som KBr och NaI), där priserna blir extremt höga, gör att det behöver hittas sätt där enklare saltföreningar kan användas. Till exempel så kommer troligtvis inte ultrarent vatten (Milli-Q) vara nödvändigt att användas, utan ett förslag kan vara att testa vanligt vatten för att se om den medför liknande egenskaper. Framförallt vid urlakning av TBT-halter där Milli-Q fick högst extraherad mängd.

En annan metod som hade varit intressant att testa är att använda en tvåstegsmetod med Milli-Q (experiment 1) som första steg och ett salt (till exempel NaCl som var billigast) som ett andra steg. Detta för att se om man kan få ut TBT-halterna först, och sedan använda densitetskillnaderna mellan saltet och mikroplaster, gummi och PAH för att få ut dessa efteråt. Ytterligare hade det varit fördelaktigt för både miljön och kostnader om ett cirkulärt återvinningssystem hade kunnat appliceras till denna process. Att på ett bättre sätt ta tillvara på salterna och återanvända dem till nästa separeringssteg. Detta gäller även återanvändning och extraktion av metaller som separeras till vattenfas där material kan utvinnas i samband med reningen.

I och med att sedimenten som befinner sig i havsbotten redan ligger i en saltlösning hade det varit intressant att kolla på om havsvatten hade kunnat vara ett alternativ att rena sedimenten med istället för de saltlösningar som framställs på laboratorium. Detta kan möjligtvis medföra ett effektivt cirkulärt system till större skalor då havsvatten kan pumpas och blandas in i sedimenten för att utföra densitetsseparation. Framförallt också att havsvatten är lättillgängligt för behandling. Experiment 2 med NaCl visade också på störst rening av sediment med TBT-halter på 91,3%. En högre densitet på salterna visade sig dock ha bättre effekt när det kom till de andra föroreningarna, men om fler tester kan utföras för att

säkerhetsställa om NaCl extraherar såpass mycket föroreningar att nivåerna hamnar under riktlinjerna, så kan detta absolut vara ett alternativ att utveckla.

Källförteckning

1. Havs- och vattenmyndigheten. ”Muddring och grävning och utfyllnad”. https://www.havochvatten.se/arbete-i-vatten-och-energiproduktion/muddring-och-gravning-och-utfyllnad.html.
2. Göteborgs Stad. “Miljöregler för fritidsbåtshamnar”. https://goteborg.se/wps/portal/start/uppleva-och-gora/idrott-motion-och-friluftsliv/friluftsliv/fritidsbat-batplats-gasthamnar/miljoregler-for-fritidsbatar-och-fritidsbatshamnar/miljoregler-for-fritidsbatshamnar
3. Dagvatten och spillvatten | Klimatanpassning.se . https://www.klimatanpassning.se/hur-samhallet-paverkas/vatten-och-avlopp/dagvatten-och-spillvatten-1.107468. Åtkomstdatum 3 juni 2024.
4. Xu, Xiaoguang, m.fl. ”Hydrodynamic‐Driven Changes in the Source and Composition of Sedimentary Organic Matter via Grain Size Distribution in Shallow Lakes”. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, vol. 126, nr 11, november 2021, s. e2021JG006502. DOI.org (Crossref), https://doi.org/10.1029/2021JG006502.
5. Förorenade sediment i hav och sjöar. Naturvårdsverket, https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/fororenade-omraden/fororenade-sediment/.
6. Naturvårdsverket. Förorenade sediment. https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/fororenade-sediment/.
7. ”Kartläggning av föroreningar i sediment i svenska vattendrag, sjöar och kustområden”. Havs- och vattenmyndigheten, https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2024-03-07-kartlaggning-av-fororeningar-i-sediment-i-svenska-vattendrag-sjoar-och-kustomraden.html.
8. Sveriges Geologiska Undersökning. Tennorganiska föreningar. https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/tennorganiska-foreningar/.
9. Hoch, M. ”Organotin compounds in the environment — an overview”. Applied Geochemistry, vol. 16, nr 7, juni 2001, s. 719–43. ScienceDirect, https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00067-6.

10. Naturvårdsverket. Skrovsanering av båtbottenfärg. https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/branscher-och-verksamheter/skrovsanering-av-batbottenfarg/.
11. Karolinska Institutet. (2017). Datablad för Polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Kemakta Konsult AB. https://www.naturvardsverket.se/4ac414/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/datablad-pah-20170518.pdf
12. Sveriges Geologiska Undersökning. Polycykliska aromatiska kolväten (PAH). https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/pah/.
13. Naturvårdsverket. (2017). Undersökningstyp – Metaller i sediment. https://www.naturvardsverket.se/4ac365/globalassets/vagledning/miljoovervakning/handledning/undersokningstyper/metaller-sediment-2017-12-20.pdf
14. Das, Surajit, m.fl. ”2 - Heavy Metals and Hydrocarbons: Adverse Effects and Mechanism of Toxicity”. Microbial Biodegradation and Bioremediation, redigerad av Surajit Das, Elsevier, 2014, s. 23–54. ScienceDirect, https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800021-2.00002-9.
15. Singh, Nimisha, och Andrew Turner. ”Trace metals in antifouling paint particles and their heterogeneous contamination of coastal sediments”. Marine Pollution Bulletin, vol. 58, nr 4, april 2009, s. 559–64. ScienceDirect, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.11.014.
16. Naturvårdsverket. Mikroplast. https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/plast/om-plast/mikroplast/.
17. US EPA, OLEM. Plastics: Material-Specific Data. 12 september 2017, https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/plastics-material-specific-data.
18. Polyamid - Plastbearbetning i Stockholm. 27 februari 2023, https://www.plastbearbetning.se/polyamid/.
19. Cutroneo, Laura, m.fl. ”Considerations on salts used for density separation in the extraction of microplastics from sediments”. Marine Pollution Bulletin, vol. 166, maj 2021, s. 112216. ScienceDirect, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112216.
20. Reference Tables - Density of Plastic Material Table. https://www.stelray.com/reference-tables.

21. Zhou, Y., Gu, G., Wang, J., Yan, H., & Zhou, H. (2016). Research on flotation technique of separating PET from plastic packaging wastes. *Procedia Environmental Sciences, 31*, 42-47. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.02.009
22. Andersson-Sköld, Y., Johannesson, M., Gustafsson, M., Järlskog, I., Lithner, D., Polukarova, M., Strömvall, A.-M. (2020). Microplastics from tyre and road wear : a literature review</i>. Retrieved from Statens väg- och transportforskningsinstitut website: https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:vti:diva-15243
23. PubChem. Tributyl Tin. https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/3032732.
24. PubChem. Naphthalene. https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/931.
25. PubChem. Benzo[a]Pyrene. https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/2336.
26. PubChem. Pentane. https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/8003.
27. says, Scottie Langer. ”Liquid Density”. Campbell Tip of the Month, https://www.jmcampbell.com/tip-of-the-month/2006/11/liquid-density/.
28. Göteborgs Hamn. Om Göteborgs Hamn. https://www.goteborgshamn.se/Om-oss/.
29. Göteborgsposten. Rasper, Robin, m.fl. ”Göteborg vill dumpa giftig lera vid Vinga”. 26 september 2021. https://www.gp.se/ekonomi/goteborg-vill-dumpa-giftig-lera-vid-vinga.79258c63-524e-5836-b2b5-03153abfcedf.
30. Göteborgsposten. ”DEBATT: Dumpa inte giftigt mudderavfall utanför Vinga”.14 oktober 2021. https://www.gp.se/debatt/dumpa-inte-giftigt-mudderavfall-utanfor-vinga.90dd33c1-c410-4a9e-9320-e487dbbe32c8.
31. Unoson. ”Ekmanhuggare för mjuka sedimentprovtagning på större djup”. https://www.unoson.se/produkt/ekmanhuggare-uthyrning-sedimentprovtagning/.
32. Chemistry LibreTexts. ”Vacuum Filtration”. 18 november 2014. https://chem.libretexts.org/Ancillary_Materials/Demos_Techniques_and_Experiments/General_Lab_Techniques/Vacuum_Filtration.
33. Sodium chloride, 1 kg, plastic, CAS No. 7647-14-5 | Sodium Salts, Na | Salts for Analysis (p.a.) | Salts | Inorganic & Analytical Reagents | Chemicals | Carl Roth - International. https://www.carlroth.com/com/en/sodium-salts-na/sodium-chloride/p/3957.1.
34. NaI | Sigma-Aldrich. https://www.sigmaaldrich.com/US/en/search/nai?focus=products&page=1&perpage=30&sort=relevance&term=nai&type=product.

35. Potassium Bromide | Sigma-Aldrich. https://www.sigmaaldrich.com/US/en/search/potassium-bromide?focus=products&page=1&perpage=30&sort=relevance&term=potassium%20bromide&type=product.
36. Markiewicz, Anna, m.fl. ”Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis”. Science of The Total Environment, vol. 580, februari 2017, s. 1162–74. ScienceDirect, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.074.
37. Förenadeområden. Alifater. https://www.fororenadeomraden.se/index.php/aemnen/alifater.
38. Yao, Qingzhen, m.fl. ”Characterization of the Particle Size Fraction associated with Heavy Metals in Suspended Sediments of the Yellow River”. International Journal of Environmental Research and Public Health, vol. 12, nr 6, juni 2015, s. 6725–44. PubMed Central, https://doi.org/10.3390/ijerph120606725.
39. Dagens Nyheter,”Göteborgs hamn muddras för att ta emot världens största fartyg – men kommer de?” 08 april 2024. www.dn.se, https://www.dn.se/ekonomi/goteborgs-hamn-muddras-for-att-ta-emot-varldens-storsta-fartyg-men-kommer-de/.
40. Hallman, Annika. Mikroplast, inte viktig transportör av miljögifter? - Stockholms universitet. https://www.su.se/forskning/mikroplast-inte-viktig-transport%C3%B6r-av-milj%C3%B6gifter-1.427805.

Bilagor

A Fullständiga resultat

A.1 Urlakat ur vattenfas

Bilaga A.1: TBT urlakat ur vattenfas efter separering

ng/L	S.K Milli-Q	S.K Mix	S.K NaCl	S.K KBr	S.K NaI	Marinan Milli-Q	Marinan Mix	Marinan NaCl	Marinan KBr	Marinan NaI
MBT	5.89	6.04	<1	<1	<1	793	1280	247	311	43.5
DBT	6.23	11	2.92	1.47	<1	716	2200	1150	1860	257
TBT	15.0	22.7	15.2	24.6	<0.2	7500	3430	5080	2900	3240

Bilaga A.2: Alifater Gårda urlakat efter separering

Gårda				
mg/L	>C8-C10	>C10-C12	>C12-C16	>C16-C35
Milli-Q	<0.020	<0.20	<0.20	3.0
Mix	<0.020	<0.20	<0.20	1.9
NaCl	0.022	<0.20	<0.20	6.5
KBr	<0.020	<0.20	<0.20	5.0
NaI	<0.020	<0.20	<0.20	3.8

Bilaga A.3: PAH urlakat efter separering

Gårda						
ng/L	PAH 16	PAH L	PAH M	PAH H	Cancerogena PAH	Övriga PAH
Milli-Q	*	<400	5100	3900	3300	5900
Mix	51	2.1	37	12	9.7	41
NaCl	*	<400	7200	7400	6000	8800
KBr	43000	900	37000	5500	4500	39000

NaI	54000	1000	43000	10000	8300	45000
S.K						
Milli-Q	*	<40	120	180	<200	<300
Mix	2700	460	1300	930	850	1800
NaCl	*	<40	310	640	580	390
KBr	3200	50	1300	1900	1800	1500
NaI	1100	29	550	500	460	620
Marinan						
Milli-Q	*	52	290	130	<200	360
Mix	21	2.2	15	<4.0	<3.5	18
NaCl	*	<40	120	71	<200	<300
KBr	6300	190	4000	2100	1900	4300
NaI	55000	1700	34000	20000	18000	37000

* *data saknas*

Bilaga A.4: Metaller urlakat efter separering

Gårda							
mg/L	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Milli-Q	0.015	0.00085	0.21	0.76	0.10	0.16	3.6
Mix	0.022	0.0016	0.29	1.2	0.14	0.28	5.3
NaCl	0.0043	<0.00010	0.061	0.17	0.033	0.016	1.3
KBr	0.014	0.0016	0.24	0.90	0.11	0.30	6.5
NaI	<0.040	<0.020	0.17	1.2	0.12	0.60	5.3
S.K							
Milli-Q	0.010	<0.0001	0.0013	0.0047	0.0014	0.0010	0.0059
Mix	0.25	0.014	0.95	0.97	0.55	1.7	4.9
NaCl	0.012	0.00017	0.017	0.016	0.011	0.022	0.087
KBr	0.10	0.0075	0.38	0.47	0.22	0.87	2.7

NaI	*	*	*	*	*	*	*
Marinan							
Milli-Q	0.0077	0.00038	0.026	3.1	0.015	0.048	4.6
Mix	0.029	0.0017	0.091	12	0.052	0.24	20
NaCl	0.0050	0.00020	0.0099	1.2	0.0076	0.025	2.8
KBr	0.010	0.0065	0.030	4.7	0.015	0.098	6.7
NaI	<0.040	<0.020	<0.099	8.1	<0.099	0.25	9.7

* *data saknas*

Bilaga A.5**:** Mikroplaster efter separering

Gårda										
$\mu g/L$	PE	PP	PS	ABS	PMMA	PC	PVC	PET	PA6	PA66
Milli-Q	<1.0	144	1.6	<0.2	<0.2	<1.0	<3.0	<0.3	<0.1	<3.0
Mix	675	<0.5	<1.0	<0.2	<0.2	<1.0	<3.0	<0.3	<0.1	<3.0
NaCl	1460	<0.5	<1.0	<0.2	145	<1.0	<3.0	<0.3	<0.1	<3.0
KBr	<1.0	<0.5	97500	<0.2	<0.2	<1.0	<3.0	<0.3	<0.1	<3.0
NaI	4300	<0.5	<1.0	<0.2	<0.2	<1.0	4420	<0.3	<0.1	<3.0
S.K										
Milli-Q	54	48	<1.0	<0.2	<0.2	<1.0	<3.0	<0.3	<0.1	<3.0
Mix	<1.0	2.9	<1.0	<0.2	<0.2	<1.0	<3.0	<0.3	<0.1	<3.0
NaCl	<1.0	16.9	<1.0	<0.2	0.6	<1.0	18.3	<0.3	<0.1	5.7
KBr	<1.0	21.2	<1.0	<0.2	<0.2	<1.0	18.7	<0.3	<0.1	<3.0
NaI	115	164	13.6	<0.2	<0.2	<1.0	<3.0	<0.3	<0.1	<3.0
Marinan										
Milli-Q	52.8	197	<1.0	<0.2	<0.2	<1.0	<3.0	<0.3	<0.1	<3.0
Mix	223	681	1.5	<0.2	0.5	<1.0	<3.0	<0.3	<0.1	<3.0
NaCl	286	177	6.5	<0.2	<0.2	<1.0	<3.0	<0.3	<0.1	<3.0
KBr	809	383	116	<0.2	7.6	<1.0	<3.0	<0.3	<0.1	<3.0

NaI	1560	229	157	10.4	23.3	257	96.6	11.7	51.6	<3.0

Bilaga A.6: Gummipartiklar efter separering

Gårda				
$\mu g/L$	Polybutadiene	Polyisoprene	SBR	Innehåll av gummi
Milli-Q	<1.0	<1.0	<0.2	Nej
Mix	6.7	<1.0	<0.2	Ja
NaCl	1780	13400	6640	Ja
KBr	3720	5540	<0.2	Ja
NaI	17700	27200	6040	Ja
S.K				
Milli-Q	<1.0	<1.0	<0.2	Nej
Mix	<1.0	<1.0	<0.2	Nej
NaCl	<1.0	2.5	<0.2	Ja
KBr	<1.0	<1.0	<0.2	Nej
NaI	<1.0	27.1	<0.2	Ja
Marinan				
Milli-Q	<1.0	<1.0	<0.2	Nej
Mix	<1.0	<1.0	<0.2	Nej
NaCl	<1.0	115	<0.2	Ja
KBr	<1.0	60.4	<0.2	Ja
NaI	<1.0	65.3	<0.2	Ja

A.2 Sediment

Bilaga A.7 : MBT, DBT och TBT

µg/kg TS	S.K Milli-Q	S.K Mix	S.K NaCl	S.K KBr	S.K NaI	Marinan Milli-Q	Marinan Mix	Marinan NaCl	Marinan KBr	Marinan NaI	Innan för Marinan

MBT	8.7	1.3	7.7	7.1	6.4	420	370	220	340	220	1760
DBT	25	30	16	15	18	1900	1700	820	1100	930	4270
TBT	120	120	70	78	47	25000	20000	4800	12000	11000	55200

**data saknas*

Bilaga A.8: Alifater Gårda innan och efter separering sediment

Gårda				
mg/kg TS	>C8-C10	>C10-C12	>C12-C16	>C16-C35
Innan	<10.0	<20	21	1590
Milli-Q	<10	<20	31	1860
Mix	<10	<20	69	3450
NaCl	<10	<20	25	1380
KBr	<10	<20	<20	1490
NaI	<10	<20	22	1290

Bilaga A.9 : PAH innan och efter separering sediment

Gårda						
mg/kg TS	PAH 16	PAH L	PAH M	PAH H	Cancerogena PAH	Övriga PAH
Innan	3.88	<0.150	1.78	2.1	1.7	2.19
Milli-Q	1.5	<0.047	0.78	0.66	0.51	0.98
Mix	4.3	<0.071	2.4	1.8	1.4	2.9
NaCl	0.83	<0.047	0.43	0.35	0.26	0.57
KBr	1.9	<0.050	1.0	0.85	0.66	1.3
NaI	1.9	<0.053	1.0	0.80	0.61	1.2
S.K						
Innan	1.28	0.02	0.47	2.1	0.69	0.59
Milli-Q	3.9	0.13	1.5	2.2	2.0	1.9
Mix	1.7	0.041	0.65	1.0	0.93	0.8

NaCl	0.97	<0.015	0.38	0.58	0.49	0.49
KBr	1.1	0.026	0.39	0.66	0.58	0.50
NaI	0.66	<0.015	0.25	0.40	0.35	0.32
Marinan						
Innan	5.2	0.18	2.6	2.4	2.2	3.0
Milli-Q	9.1	0.24	5.0	3.9	3.6	5.5
Mix	13	0.5	6.4	6.0	5.5	7.3
NaCl	13	0.48	6.5	6.0	5.5	7.5
KBr	9.6	0.52	4.5	4.6	4.2	5.4
NaI	4.4	0.16	2.6	2.0	1.8	2.6

Bilaga A.10 **:** Metaller innan och efter separering sediment mg/kg Ts

Gårda							
mg/kg TS	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Innan	0.81	<0.1	21.5	47.4	10.5	7.19	204
Milli-Q	1.6	0.098	36	89	16	11	400
Mix	2.8	0.24	57	150	30	28	860
NaCl	1.5	<0.091	62	81	17	13	360
KBr	1.6	0.13	43	90	16	14	440
NaI	1.6	<0.11	33	87	15	11	440
S.K							
Innan	6.53	0.38	30.4	33.8	17	31.3	182
Milli-Q	7.5	0.42	35	42	19	54	220
Mix	7.6	0.38	34	35	17	37	190
NaCl	5.7	0.27	31	33	15	48	180
KBr	4.5	0.23	22	25	11	27	120
NaI	3.7	0.16	18	21	9.8	15	94
Marinan							

Innan	10.1	0.812	40.6	15800	21.5	125	11100
Milli-Q	5.6	0.54	29	19000	14	150	13000
Mix	6.1	0.70	28	14000	14	85	12000
NaCl	4.0	0.53	130	11000	14	77	8500
KBr	4.1	0.63	27	12000	10	79	10000
NaI	3.9	0.34	19	11000	8.9	66	7800

Bilaga A.11 **:** Mikroplaster innan och efter separering

Gårda										
µg/kg TS	PE	PP	PS	ABS	PMMA	PC	PVC	PET	PA6	PA66
Innan Gårda 6	<0.5	<8.0	2310	<4.0	<4.0	<20.0	<50.0	<4.0	<2.0	<20.0
Innan Gårda 7	<5.0	37000	<2.0	<4.0	<4.0	<20.0	<50.0	<4.0	<2.0	<20.0
Milli-Q	<5.0	2260	518	<4.0	13000	<20.0	6360	<4.0	<2.0	<20.0
Mix	<5.0	<8.0	<2.0	<4.0	<4.0	<20.0	<50.0	<4.0	<2.0	<20.0
NaCl	<5.0	1570	73.9	<4.0	<4.0	<20.0	82.4	<4.0	954	<20.0
KBr	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
NaI	7310	7870	1060	<4.0	<4.0	<20.0	10400	<4.0	<2.0	<20.0
S.K										
Innan	<5.0	<8.0	<2.0	<4.0	<4.0	<20.0	<50.0	<4.0	<2.0	<1530
Milli-Q	<5.0	188	<2.0	<4.0	<4.0	<20.0	<50.0	<4.0	<2.0	<20.0
Mix	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
NaCl	<5.0	107	<2.0	<4.0	<4.0	373	<50.0	<4.0	<2.0	<20.0
KBr	<5.0	66.5	26.9	<4.0	<4.0	<20.0	<50.0	<4.0	<2.0	<20.0
NaI	<5.0	236	<2.0	<4.0	23.2	<20.0	<50.0	<4.0	<2.0	<20.0
Marinan										
Innan	959	<8.0	5090	<4.0	<4.0	1700	7950	9220	<2.0	<20.0

Milli-Q	<5.0	2770	1010	<4.0	7850	1220	<50.0	<4.0	<2.0	<20.0
Mix	<5.0	1410	770	<4.0	2120	196	2370	<4.0	<2.0	<20.0
NaCl	<5.0	684	275	<4.0	2990	256	3710	<4.0	<2.0	<20.0
KBr	<5.0	<8.0	<2.0	<4.0	11300	<20.0	13500	<4.0	<2.0	<20.0
NaI	<5.0	<8.0	1470	<4.0	11400	2740	11800	<4.0	<2.0	<20.0

** data saknas*

Bilaga A.12 : Gummipartiklar innan och efter separering

Gårda				
µg/kg TS	Polybutadiene	Polyisoprene	SBR	Innehåll av gummi
Innan Gårda 6	32300	316000	33000	Ja
Innan Gårda 7	46300	99500	27000	Ja
Milli-Q	11100	15500	8060	Ja
Mix	<20.0	<20.0	<5.0	Nej
NaCl	5400	3400	2340	Ja
KBr	*	*	*	*
NaI	8240	8360	8730	Ja
S.K				
Milli-Q	<20.0	<20.0	<5.0	Nej
Mix	*	*	*	*
NaCl	<20.0	89.9	<5.0	Ja
KBr	174	1680	<5.0	Ja
NaI	<20.0	93.8	<5.0	Ja
Marinan				
Milli-Q	<20.0	<20.0	<5.0	Nej
Mix	<20.0	<20.0	<5.0	Nej
NaCl	<20.0	<20.0	<5.0	Nej
KBr	<20.0	<20.0	<5.0	Nej

NaI	<20.0	<20.0	<5.0	Nej

**data saknas*

Bilaga A.13 : Gårda Brunn, TSS och VSS- värden

Omskakat					
	Milli-Q	Mix	NaCl	KBr	NaI
TSS	332	710	5550	1260	240
VSS	530	140	1180	900	690
Ej Omskakat					
TSS	270	380	780	540	1030
VSS	70	70	570	180	280

Bilaga A.14 : S.K, TSS och VSS- värden

Omskakat					
	Milli-Q	Mix	NaCl	KBr	NaI
TSS	1150	280	1450	1110	1450
VSS	90	30	90	70	150
Ej Omskakat					
TSS	30	280	210	230	101
VSS	10	20	20	10	130

Bilaga A.15 : Marinan, TSS och VSS- värden

Omskakat					
	Milli-Q	Mix	NaCl	KBr	NaI
TSS	730	360	3510	300	1050
VSS	70	40	20	60	100
Ej Omskakat					
TSS	60	160	210	230	1010
VSS	20	50	20	20	50

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2024
www.chalmers.se

CHALMERS