



CHALMERS

Behandling av sediment förorenade med mikroplaster genom densitetsseparering och extraktion

Examensarbete inom högskoleingenjörsprogrammet i kemiteknik

Isac Lanqvist
Einar Sahle

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK
Avdelningen för Vatten Miljö Teknik

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2023
www.chalmers.se

Behandling av sediment förorenade med mikroplaster genom densitetsseparering och extraktion

Isac Lanqvist
Einar Sahle



CHALMERS

Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik

Avdelningen för Vatten Miljö Teknik

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

Göteborg, Sverige 2023

Behandling av sediment förorenade med mikroplaster genom densitetsseparering och extraktion
ISAC LANQVIST, EINAR SAHLE

© ISAC LANQVIST, EINAR SAHLE, 2023.

Handledare: Ann-Margret Hvitt Strömvall, Professor, Avdelningen för Vatten Miljö Teknik
Examinator: Sebastien Rauch, Biträdande Professor, Avdelningen för Vatten Miljö Teknik

Examensarbete 2023
Avdelningen för Vatten Miljö Teknik
Chalmers tekniska högskola
SE-412 96 Göteborg
Sverige
Telefon + 46 (0)31-772 1000

Behandling av sediment förorenade med mikroplaster genom densitetsseparering

ISAC LANQVIST, EINAR SAHLE

Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik

Chalmers tekniska högskola

Sammanfattning

Plast är ett mångsidigt material med ett brett spektrum av tillämpningar i samhället och industrin. Däremot finns en stor nackdel med plasttillverkning eller nedbrytning, som involverar bildningen av mikroplaster. Fenomenet med mikroplaster är relativt nytt, men tidigare studier har visat att det kan påverka miljön och hälsan genom fysiologiska och ekotoxikologiska effekter. Mikroplaster har en långsam nedbrytningstid och förblir därmed i dessa miljöer under mycket lång tid. Eftersom plast används överallt tenderar mikroplaster också att sprida sig runt i samhället. En del av mikroplasterna hamnar i sediment i vattenmiljöer eller i sediment i brunnar i samhällen, blandade med andra föroreningar. För att lösa problemet med förorenat sediment behövs bättre lösningar i form av behandlingsmetoder för att separera mikroplaster och andra föroreningar från sedimenten. Detta examensarbete syftar till att karakterisera föroreningarna i två olika sediment och undersöka om densitetsseparering med saltlösningar och extraktion med rapsolja kan vara potentiella behandlingsmetoder för att separera främst mikroplaster men också andra föroreningar. Mikroplaster, alifatiska kolväten, polycykliska aromatiska kolväten och metaller var föroreningarna som sedimenten analyserades för. Resultaten visade att densitetsseparering är en möjlig behandlingsmetod för separation av mikroplaster och till viss del också de andra föroreningarna. Extraktion med rapsolja visade sig också vara en potentiell behandlingsmetod, men med vissa viktiga begränsningar när det gäller torkning av sedimentet.

Nyckelord: förorenade sediment, densitetsseparering, extraktion, mikroplaster, gummipartiklar, metaller

Treatment of sediments contaminated with microplastics by density separation and extraction
ISAC LANQVIST, EINAR SAHLE
Department of Architecture and Civil Engineering
Chalmers University of Technology

Abstract

Plastic is a versatile material with a wide range of applications in society and industry. However, there is a major drawback associated with plastic manufacturing or degradation, which involves the formation of microplastics. The phenomenon of microplastics is relatively new, but previous studies have shown that it can affect the environment and health through physiological and ecotoxicological effects. Because microplastics degrade very slowly, the material remains in these environments for a very long time. Since plastic is used everywhere, microplastics also tend to spread around society and some of the microplastics end up in sediment in aquatic environments or in sediment in wells in communities, mixed with other pollutants. To solve the problem of contaminated sediment, better solutions in the form of treatment methods are needed to separate microplastics and other contaminants from the sediments. This bachelor's thesis aims to characterize the contaminants of two different sediments and investigate whether density separation with salt solutions and extraction with canola seed oil can be potential treatment methods to separate mainly microplastics but also other contaminants. Microplastics, aliphatic hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons, and metals were the contaminants that the sediments were analyzed for. The results showed that density separation is an applicable method for separation of microplastics and to some extent also the other contaminants. Extraction with canola seed oil also showed to be an effective method, however with some important limitations regarding drying of the sediment.

Keywords: contaminated sediment, density separation, extraction, micro plastics, rubber particles, metals

Förord

Först och främst vill vi tacka vår handledare Prof. Ann-Margret Strömvall för hennes hjälp och vägledning genom hela arbetets gång. Vi vill även tacka Amir Saeid Mohammadi som har varit till hjälp genom stöd och guidning vid våra laborativa delar av arbetet samt Prof. Sebastien Rauch som tagit sig tid att vara vår examinator.

Einar Sahle & Isac Lanqvist, Göteborg, juni 2023

Lista med förkortningar

MP - mikroplast

TBT - tributyltenn

DBT - dibutyltenn

MBT - monobutyltenn

PE - polyeten

PVC - polyvinylklorid

PP - polypropen

PET - polyetentereftalat

PS - polystyren

PUR - polyuretan

PC - polykarbonat

PAH - polycykliska aromatiska kolväten

L/S - förhållande mellan lösning och fast material (torrt sediment)

TSS - totala suspenderade fasta partiklar

VSS - flyktiga suspenderade fasta partiklar

ICP-SFMS - Inductively Coupled Plasma Sector Field Mass Spectrometry

Py-GC - Pyrolysis Gas Chromatography

Innehållsförteckning

Lista med förkortningar.....
1 Inledning.....	1
1.1 Syfte.....	2
1.2 Frågeställningar.....	2
1.3 Avgränsningar.....	2
2 Teoretisk bakgrund.....	3
2.1 Sediment och föroreningar.....	3
2.2 Mikroplaster och gummipartiklar.....	3
2.2.1 Miljö- och hälsorisker med mikroplaster samt gummipartiklar.....	4
2.3 Tributyltenn, PAH:er och metaller.....	4
2.4 Densitetsseparering som behandlingsmetod av förorenade sediment.....	6
2.5 Extraktion med rapsolja som behandlingsmetod av förorenade sediment.....	8
2.6 GC-MS.....	8
2.7 Pyrolys Gaskromatografi.....	9
2.8 ICP-SFMS.....	9
3 Metod och Genomförande.....	10
3.1 Hantering av sedimenten.....	10
3.2 Material och Kemikalier.....	11
3.3 Densitetsseparering med olika saltlösningar och såpa på sediment från småbåtshamn i Göteborg.....	11
3.3.1 Flera sedimentprover med såpalösning, NaCl, KBr samt NaI.....	12
3.3.2 Vakuumfiltrering.....	12
3.3.3 Enskilt sedimentprov med såpalösning och NaCl, KBr samt NaI.....	13
3.4 Densitetsseparering med olika saltlösningar på enskilt sediment från Gårda.....	14
3.5 Extraktion med rapsolja på sediment från småbåtshamn i Göteborg.....	15
3.6 Analys av sediment och vattenprov på kommersiellt analyslaboratorium.....	16
3.7 Analys av sediment och vattenprov vid Vatten Miljö Teknik laboratoriet.....	16
3.7.1 Totalt suspenderat material och flyktigt suspenderat material.....	17
3.7.2 Analys av totalt lösta salter och turbiditet i vattenprov.....	18
4 Resultat och Diskussion.....	19
4.1 Karaktärisering av föroreningar i sedimenten.....	19
4.2 Behandling med densitetsseparering och NaCl, KBr, NaI samt såpa.....	22
4.3 Densitetsseparering med enbart en saltlösning.....	26
4.4 Extraktion med rapsolja för behandling av sediment.....	27
5 Slutsatser.....	29
6 Förslag på framtida studier.....	31
Litteraturförteckning.....	32
Bilagor.....	37

1 Inledning

Mikroplaster är små fragment av plast som har en partikelstorlek på 1 µm upp till 5 mm och en densitet mellan 0.8-1.5 g/cm³ [1]. Dessa små fragment bildas av till exempel råmaterial inom plastindustrin, plastgranulat på konstgräsplaner, båtottenfärg, vid slitage av till exempel plast som finns i naturen eller slitage från bildäck och vägar. Förekomsten av mikroplaster till havs är stor eftersom det i dagsläget finns 150 miljoner ton plasticskräp runt om i de olika världshaven som med tiden fragmenteras ned till mikroplaster [2]. Plasticskräpet fragmenteras sakta ner till mikroplaster och beroende på vilken typ av plast, temperatur och andel solljus som plasten utsätts för tar det olika lång tid för plasten att fragmenteras ner till mikroplaster. Konsekvenserna av mikroplaster till havs är idag oklar eftersom kunskapen och forskningen kring mikroplaster fortfarande är begränsad [2].

Mikroplaster i vattnet ger upphov till stora mängder förorenat sediment som ligger på botten både ute till havs och inne i hamnar och farleder [3]. Dessa hamnar behöver regelbundet muddras för att underlätta för transport av fartyg in i hamnar. Eftersom sjöfrakten i dagens samhälle står för nästan 90% av all världshandel finns ett stort behov av att ha möjlighet att fortsätta frakta varor till havs [4]. Detta leder till att stora mängder muddrat förorenat sediment behöver tas hand om. I dagsläget finns begränsad möjlighet att använda muddrat förorenat sediment just för att sedimentet innehåller föroreningar som mikroplaster, tributyltenn (TBT) och metaller [3].

Ett annat problem med förorenade sediment är mikroplaster som sprids i form gummidäckspartiklar från vägtrafik. Gummidäckspartiklar förekommer på grund av däck- och vägsnitage och sprids via dagvatten ner i brunnar som leder till kontaminerat dagvattensediment. I dagsläget är gummidäckspartiklar från vägtrafik den källa som ger störst upphov till mikroplastutsläpp i Sverige [5]. Andelen mikroplastutsläpp från vägtrafiken fortsätter att öka i takt med ökad vägtrafik. Ackumuleringen av mikroplaster ökar eftersom plasterna är svårnedbrytbara och viss andel av plasterna kan vara kvar i hundratals år innan de bryts ned fullständigt.

Forskningen kring miljö- och hälsorisker med mikroplaster har ökat mycket de senaste 10 åren och idag finns tillräckligt med kunskap för att veta att mikroplaster utgör en fara för miljö och organismer [5]. Även om denna kunskap än idag är ofullständig finns en risk i den miljö- och hälsopåverkan som mikroplaster utgör och en fortsatt kunskapslucka kring hur stor denna risk är och kan tänkas bli i framtiden. Det finns således ett stort behov av fortsatt forskning och kunskapssökande kring påverkan av mikroplaster och alternativa lösningar för behandling av sediment förorenade med bland annat mikroplaster.

1.1 Syfte

Studien syftar till att undersöka om densitetsseparering och extraktion av mikroplaster från sediment resulterar i minskad mängd mikroplaster i kvarvarande sediment samt om separeringen även resulterar i minskade halter av andra föroreningar som till exempel organiska tennföreningar, metaller, alifater och PAH:er (polycykliska aromatiska kolväten). Syftet med studien är även att undersöka om densitetsseparering med saltlösningar eller extraktion med rapsolja kan vara möjliga behandlingsmetoder för att rena förorenade sediment.

1.2 Frågeställningar

- Vilka typer och vilken halt av mikroplaster och övriga föroreningar finns i sedimentet från Gårda och i sedimentet från småbåtshamnen i Göteborg?
- Är densitetsseparering med saltlösningar och extraktion med rapsolja metoder som kan användas för att återvinna plaster från förorenade sediment?
- Är densitetsseparering med saltlösningar och extraktion med rapsolja metoder som även kan användas för att rena sediment från gummipartiklar, alifater, polycykliska aromatiska kolväten och metaller?

1.3 Avgränsningar

Endast extraktion och densitetsseparering för separering av mikroplaster och övriga föroreningar kommer att testas.

Alla prover kommer inte att kunna skickas för analys av kommersiellt miljölaboratorium på grund av ekonomisk begränsning i projektet. Detta innebär att karakteriseringen av separerade partiklar med densitetsseparering och enbart en saltlösning blir ofullständig och resultatet från denna del blir approximativt.

2 Teoretisk bakgrund

2.1 Sediment och föroreningar

Sediment definieras som ett fast material som förflyttats till en annan plats. Sediment kan bestå av en stor variation av sammansättningar och partiklar såsom sand, grus och slam. Sammansättningarna speglas oftast av närliggande geologisk komposition, men kan även bestå av andra partiklar eftersom material kan förflyttas långa sträckor med hjälp av vind och vatten [3]. Sediment innehåller även organiskt material och förorenade material orsakade av till exempel punktkällor såsom utsläpp från reningsverk eller via övriga källor såsom båttrafik. Detta leder till att förorenade material kommer i direkt kontakt med vatten eller transporteras via dagvatten som för material vidare. Partiklar som är vanligt förekommande i olika typer av förorenade sediment är exempelvis mikroplaster och gummipartiklar [5], metaller (zink och koppar) och tennorganiska föreningar (TBT, DBT och MBT) och organiska föroreningar (alifatiska kolväten, PAH:er) [3].

2.2 Mikroplaster och gummipartiklar

Plastanvändningen idag är bred och finns i stort sett överallt i samhället tack vare plasters mångsidiga egenskaper. Plast är oftast lättare, billigare och starkare än många andra tillgängliga material. Årligen produceras 350 miljoner ton plast världen över och produktionen fortsätter att stiga för varje år som går [6]. Idag finns olika hanteringar av plastavfall såsom energiåtervinning, deponering och återvinning, men trots detta finns en stor del av plastavfallet till havs eller nedskräpat i miljön vilket leder till att plastavfall så småningom blir mikroplaster som är skadliga för djur, människor och miljön. Enligt 42 internationella studier är PP (polypropylen), PE (polyetylen) och PS (polystyren) de vanligaste mikroplasterna i marina miljöer [7]. Övriga plastsorter som också förekommer är PA (polyamid), PVA (polyvinylalkohol), PVC (polyvinylklorid) och PUR (polyuretan) där de två sistnämnda är plaster som har sitt ursprung från båtbottnfärg.

Mikroplaster är små fragment av fasta plastpartiklar av polymerer samt tillsatser och kan delas upp enligt två kategorier; primär och sekundär mikroplast [8]. Primär mikroplast är plastprodukter som är industriellt framställda och som används som råvaror eller i hygienartiklar. Sekundär mikroplast är när plastprodukter såsom plastpåsar och färgflagor bryts ned av till exempel slitage, nötning eller fragmentering, även bildäck och syntetiska textilier räknas som sekundär mikroplast. Primär mikroplast beräknas årligen uppgå till cirka 145 000 ton i Europa och årligen hamnar ungefär 42 000 ton av denna mikroplast i olika miljöer på grund av användning av plastprodukter. Dessutom bildas

176 000 ton mikroplast oavsiktligt på grund av nötning och slitage och mikroplasterna består på dessa platser eftersom de inte bryts ned med tiden [9].

Gummimaterial består precis som plaster av olika polymerer samt tillsatser och har därmed också liknande egenskaper. Gummimaterial är elastiskt och egenskaperna påverkas av sammansättningen i materialet vilket kan ge en variation av olika materialegenskaper såsom hårt, styvt, mjukt och elastiskt [10]. Gummipartiklar bildas vid slitage av gummimaterial och största källan till gummipartiklar uppskattas vara bildäcksslitage i trafiken som bland annat transporteras ned till brunnar samt havsvatten och sammanblandas med sediment [5]. I Sverige uppskattas årligen ett utsläpp av däckslitagepartiklar på 11 000 ton [11].

2.2.1 Miljö- och hälsorisker med mikroplaster samt gummipartiklar

Mikroplaster utgör en miljö- och hälsorisk och enligt studier som gjorts finns en koppling till negativa fysiologiska- och ekotoxiska effekter på levande organismer [12]. Mikroplast i marina miljöer påverkar vattenlevande organismer som exponeras för stora mängder mikroplast på grund av plastskräp i haven och detta påverkar djurens födointag och fortplantningsförmåga. Mängden och koncentrationen av mikroplasterna spelar stor roll, men forskning tyder på att även lägre koncentrationer av mikroplaster försämrar födointaget och fortplantningsförmågan hos till exempel ostron och havskräftor.

Miljö- och hälsoriskerna med gummipartiklar är för närvarande begränsade på grund av att för lite forskning gjorts inom detta område. Forskning och vissa studier som har gjorts inom området antyder på toxiska effekter för vattenlevande organismer i form av kroniska effekter såsom missbildning, död, tillväxtreduktion och minskad mängd avkomma [5]. Ytterligare en studie antyder att additiver som tillsätts gummidäck som till exempel fragment av gummigranulat har toxiska effekter i akvatiska miljöer [13]. Halten gummidäckspartiklar verkar ha stor betydelse, men trots att flera studier visar på toxiska effekter finns det några studier där det inte framgår någon toxisk effekt av gummidäckspartiklar. Miljö- och hälsoriskerna för landlevande organismer är i dagsläget begränsade på grund av för lite forskning och att studier som gjorts tidigare är för vaga för att dra slutsatser kring toxiska risker med gummidäckspartiklar för landlevande organismer.

2.3 Tributyltenn, PAH:er och metaller

Tributyltenn (TBT) är en tennorganisk förening som är giftig och har hormonstörande egenskaper för vattenlevande djur och organismer. Toxiska effekter förekommer framför allt hos ryggradslösa djur, exempelvis snäckor och musslor, eftersom de saknar enzymssystem som kan bryta ner ämnet. Snäckor

påverkas genom att deras reproduktionsförmåga minskar på grund av att honorer utvecklar hanliga könskaraktärer och för musslor innebär exponeringen ackumulering av TBT i vävnader vilket leder till deformerade skal. Vid nedbrytning av TBT till DBT minskar de toxiska effekterna av ämnet, men påverkar fortfarande metabolismen och immunförsvaret [3]. DBT bryts sedan ned till det mindre toxiska ämnet MBT som vid överexponering kan orsaka metabolisk störning.

TBT är sedan 2003 förbjuden att använda, men har tidigare använts i tätningemedel, lim, fogmassor, och framför allt som tillsats i båtbottnfärger [14]. Användningen av TBT i båtbottnfärg uppstod för dess goda egenskap av att bekämpa mikroorganismer och djur som kontaminerade båt- och fartygsbottnar. Trots förbudet 2003 finns TBT kvar eftersom nedbrytningen sker långsamt och framför allt i syrefattiga miljöer som på havsbottnar. Vid nedbrytning av TBT bildas först dibutyltenn (DBT) och sedan monobutyltenn (MBT) [3]. TBT finns i sediment och havsbottnar längs Sveriges kuster och framför allt i anslutning till båtuppläggningsplatser, hamnar och fartygsinlopp [15].

PAH:er (polycyklisk aromatiska kolväten) är en grupp med många olika föreningar som består av tre eller fler aromatiska kolväteringar [16]. PAH:er bildas genom till exempel förbränning av fossila bränslen eller vid slitage av bildäck samt asfalt. Förbränningen kan ske inom industrin, trafiken eller uppvärmning av hus vilket ger stora spridningsområden av PAH framför allt i storstäder med mycket stadstrafik. PAH:er är persistenta ämnen med en låg löslighet i vatten och de sorberas till partiklar som kan sedimentera vilket betyder att höga halter PAH återfinns i sediment nära utsläppskällan och desto längre ifrån källan desto mer minskar halterna. Sediment med hög organiskt halt och bestående av små partiklar med stor yta för sorption kan innehålla höga halter PAH:er eftersom PAH:erna gärna binder sig till organiska partiklar i sedimentet.

PAH:er utgör en hälsorisk för organismer på grund av dess toxiska effekter. PAH:er är cancerframkallande, genotoxiska, hormonstörande och kan ha en ospecifik toxicitet genom störning av membranets funktioner i organismer [14]. Organismerna påverkas olika mycket av PAH:ernas toxiska effekter på grund av deras förmåga att bryta ned ämnena till lägre koncentrationer och således minska riskerna för negativ påverkan på membranen. En snabb nedbrytning leder dock till ökad aktivering av cancerogena PAH:er vilket innebär att oavsett förmåga att bryta ner ämnet kvarstår en toxisk effekt för organismer.

Metaller som finns i sediment är till exempel koppar, zink, kadmium, kvicksilver, kobolt och vanadin [3]. De två förstnämnda är viktiga metaller för många organismer, men kan i höga halter istället vara skadliga. Andra metaller som till exempel kvicksilver och kadmium är direkt skadliga för organismer även vid låga halter. Koppar och zink har genom tiderna använts som påväxthindrande båtbottnfärg och förekommer således i sediment ute till havs och vid hamnområden. Övriga metaller hamnar i

sediment på grund av mänskliga aktiviteter såsom vägtrafik och industrier som sprider diverse metaller som slutligen hamnar i sediment i närheten av aktiviteten, framför allt i större städer med mer stadstrafik [17].

2.4 Densitetsseparering som behandlingsmetod av förorenade sediment

Densitetsseparering är en viktig separationsmetod inom materialläran som innebär att material separeras baserat på densitet. Flera nya metoder har utvecklats inom detta område som till exempel elektrostatisk separation och magnetisk extraktion. I tidigare arbeten som genomförts har det visats att densitetsseparering är en väl tillämpad metod för separering av mikroplaster [1]. Inom densitetsseparering av mikroplaster används vanligtvis tunga mättade saltlösningar, se Tabell 1. Mikroplaster och föroreningar vars densitet är lägre än lösningarna kommer att flyta ovanpå medan sedimentkornen stannar kvar i botten. Därefter kan mikroplaster och andra föroreningar extraheras genom filtrering för att sedan analyseras och karaktäriseras. Hur många typer av mikroplaster och föroreningar som kan separeras från sedimentet avgörs av saltlösningarnas densitet. Desto högre densitet på lösningar som används desto fler typer av mikroplaster kan extraheras. Densiteten för sedimentet kan vara kring 1,6–1,8 g/cm³ vilket innebär att i de tyngre vätskorna kan sedimentet flyta och tyngre plastpartiklar sedimentera [19].

Tabell 1. Densitet för olika mikroplaster [5], [20].

Partikel	Partikeldensitet (g/cm ³)	Saltlösning (g/cm ³)
Polyeten (PE)	0,92-0,95	NaCl (1,16)
Polypropen (PP)	0,866-0,90	↑
Polystyren (PS)	1,04-1,07	↑
Polyetentereftalat (PET)	1,385	NaI (1,65)
Polyvinylklorid (PVC)	1,29-1,44	↑
Polykarbonat (PC)	1,20	KBr (1,36)
Polymetylmetakrylat (PMMA)	1,20	↑
Polyuretan (PUR)	1,20	↑

Densitet för koppar, zink, PAH:er och TBT och saltlösningar för behandling av sediment med densitetsseparering finns beskrivet i Tabell 2. Densiteten på zink och koppar är högre än de saltlösningar som är med i tabellen och kommer således troligen inte att separeras ut från sedimentet med hjälp av densitetsseparering [21], [22], [23].

Tabell 2. Densitet för olika metaller, alifater, PAH och TBT.

Partikel	Partikeldensitet (g/cm ³)	Saltlösning (g/cm ³)
Koppar (Cu)	8,918	-
Zink (Zn)	7,140	-
Tributyltenn	1,103	NaCl (1,16)
Olika PAH:er	1,189-1,371	KBr (1,36) / NaI (1,65)
Olika alifater	0.8-1.0	NaCl (1,16)

Densitet för gummidäckspartiklar, däckslitagepartiklar och vägpartiklar och saltlösningar för behandling av sediment med densitetsseparering finns beskrivet i Tabell 3. Densiteten för gummipartiklar av sorterna som finns i Tabell 3 ligger mellan 0,9-2,1 g/cm³ där de flesta är runt 1 g/cm³ vilket innebär att partiklarna i sedimentet troligtvis kommer hamna på ytan av saltlösningen [5], [11].

Tabell 3. Densitet för gummipartiklar, däckslitagepartiklar och vägpartiklar.

Partikel	Partikeldensitet (g/cm ³)	Saltlösning (g/cm ³)
Däckslitbanepartiklar	1,13-1,18	KBr (1,36)
Däckslitagepartiklar med vägpartiklar på ytan	1,7-2,1	-
Naturgummi	0,906	NaCl (1,16)
Butandiegummi	0,90	↑
Styrenbutadiengummi	0,910-0,965	↑

2.5 Extraktion med rapsolja som behandlingsmetod av förorenade sediment

En annan möjlig behandlingsmetod för förorenade sediment är extraktion med rapsolja. Det här är en beprövad metod på spikade sediment. Spikade sediment är konstgjorda sediment där mikroplaster och andra föroreningar har tillsatts till sedimentet i ett laboratorium. I en studie utförd av Peter S. Ross *et al.* [24] gav OEP (oil extraction protocol) en högre utvinning av mikroplaster jämfört med densitetsseparering med saltlösningar av NaI och CaCl₂. Den här metoden går ut på att utnyttja de hydrofoba egenskaperna hos plastpolymerer med hjälp av rapsolja. Först ska torrt sediment blandas med vatten. Därefter tillsätts rapsolja och innehållet skakas runt för att oljan ska komma i kontakt med sedimentet. Sedan ska flaskan få stå och sedimentera för att oljan ska separera helt från vattnet och lägga sig ovanpå vattenfasen. I det här steget ska mikroplasterna binda sig till oljan och lägga sig i oljefasen [24].

2.6 GC-MS

Gaskromatografi (GC) används för att separera, detektera och kvantifiera kemiska komponenter i en lösning. För en lyckad GC-analys är det viktigt att komponenterna är flyktiga, har molekylvikt under 1250 Da samt att komponenterna är termiskt stabila så att de inte degraderas i GC-systemet. GC är en teknik som används inom flera industrier. Exempelvis används det för kvalitetskontroll av produkter från bilar, petrokemikalier och läkemedel.

GC fungerar genom att den använder en bärargas som är den så kallade mobila fasen [25]. Bärargasen transporterar provet genom systemet. Bärargasen ska vara en inert gas för att den inte ska kunna reagera med några komponenter i lösningen. Innan sediment eller vattenprovet kan injiceras på en GC har föroreningarna i provet extraherats och överförts till ett lösningsmedel. Sedan injiceras en liten del av lösningsmedlet till GC-injektorn antingen via en manuell spruta eller via en spruta som sköts av en autosampler. Sprutan går igenom ett septum som möjliggör att provet injiceras utan att tappa den mobila fasen. Det finns en analytisk kolonn kopplad till injektorn som är inuti en ugn. Inuti kolonnen finns den stationära fasen som är belagd på innerväggarna. Ugnen värms upp under analysen för att mindre flyktiga komponenter också skall elueras. Utloppskolonnen sitter ihop med detektorn. Detektorn detekterar när komponenterna eluerar från kolonnen. Detektorn skickar iväg en signal till en dator som tar emot signalen för att ta fram ett kromatogram.

Masspektrometri (MS) är en vanlig detektionsmetod som kan användas tillsammans med GC. MS är en analytisk detektionsmetod som bestämmer massan på molekyler i kemiska föreningar genom att

konvertera dem till laddade joner [26]. MS ger kvantitativ information av analyter på struktur-specifik nivå med hög känslighet.

Detektorn fungerar så att först joniseras molekylerna eller atomen. Det innebär att en elektron tas bort eller att det läggs till en elektron eller proton. Överskottet av energi som transporteras vidare efter joniseringen kan göra att molekyler bryts ner till olika fragment. Vidare sker en separation och analys av massan på molekylerna och dess laddade fragment. Den här analysen görs baserat på fragmentets "mass-to-charge" förhållande. I sista steget mäts strömmen på de mass-separerade jonerna. Resultatet visas i form av ett masspektrum.

2.7 Pyrolysis Gaskromatografi

Pyrolysis är en process där icke-flyktiga ämnen värms upp till en hög temperatur i en syrefri miljö [27]. Det innebär att ämnet sönderfaller utan att det sker en förbränning. Molekyler bryts ner av värme vid specifika punkter där bindningsenergin är låg.

Analytisk pyrolysis används alltid tillsammans med ett eller flera system för att detektera pyrolysis-produkter. En metod som används är pyrolysis i kombination med gaskromatografi tillsammans med ett detektionssystem, exempelvis FID (Flamjonisationsdetektor), MS (Masspektrometer) eller FTIR (Fourier Transform Infrared Spectroscopy). En fördel med den här metoden är att pyrolysis-produkter kan separeras och identifieras individuellt baserat på retentionstid, och massfragment, eller IR-spektrum. Pyr-GC-separation är en tidskrävande metod. Däremot är Pyr-GC-konfigurationen en billigare metod som passar bra för rutinanalyser.

2.8 ICP-SFMS

ICP-SFMS (Inductively Coupled Plasma Sector Field Mass Spectrometry) är en högupplösande version av konventionell ICP-MS. ICP-SFMS har lägre detektionsgränser och möjliggör analys av svåra provtyper som inte ICP-MS klarar av [28]. Skillnaden mellan ICP-SFMS och ICP-MS är i konstruktionen av massfiltret som separerar joniserade isotoper och grundämnen med olika massa. I ICP-MS används en quadropol som masspektrometer vilken använder magnetiska och elektrostatiske sektorer för separation av joner. En masspektrometer med sektorfält är kapabel att separera joner med betydligt mindre masskillnader jämfört med en quadropol.

3 Metod och Genomförande

Metoden bestod av laborativt arbete samt informationsökning i Chalmers bibliotek, databaser och forskningsartiklar för att hitta relevant information kopplat till arbetet. Den laborativa delen bestod av tre olika delar, där den första delen bestod av densitetsseparering med olika lösningar för att separera ut mikroplaster och föroreningar från förorenade sediment. Den andra delen innefattade extraktion av föroreningar med hjälp av rapsolja. Tredje delen av laborativa arbetet var olika analyser för att undersöka om mängden mikroplaster minskat samt om mängden övriga föroreningar som till exempel TBT, metaller, alifater och PAH:er minskat. Sedimenten som experimenten har utförts på kommer från botten av en småbåtshamn i Göteborg och från brunn nummer 2 i Gårda sedimentationsbrunnar för rening av dagvatten från E6 och närliggande område [29].



Figur 1. Blött och torrt sediment från småbåtshamn i Göteborg (vänster) och Gårda (höger).

3.1 Hantering av sedimenten

Blött sediment vägdes i en aluminiumform för att sedan torkas i en ugn, se Figur 2, vid 105°C under 24 timmar. Efter torkning vägdes torrt sediment för att kunna beräkna torrhalten enligt följande ekvation:

$$\text{Fuktkvot} = \frac{\text{Blött sediment}}{\text{Torr sediment}}$$

Torrhalten användes för att beräkna rätt volym saltlösning vid

densitetsseparering som skulle vara enligt $\frac{\text{Lösning}}{\text{Torr sediment}} = 3$.



Figur 2. Ugn som användes för att torka sedimenten.

3.2 Material och Kemikalier

Kemikalier som användes vid experimenten och i vilken koncentration samt volym är angivet i Tabell 4. Beräkningar för bestämning av densiteten av saltlösningarna gjordes enligt Bilaga 1 .

Tabell 4: Kemikalier för densitetsseparering

Kemikalie	Koncentration	Volym	Massa	Densitet saltlösning
NaCl	6.2 M 360 g/L	4,4 L	1,44 kg	1,16 g/cm ³
KBr	5.9 M 700g/L	3,4 L	2,518 kg	1,36 g/cm ³
NaI	7.8 M 1170g/L	2,8 L	3,573 kg	1,65 g/cm ³
Såpa	0,13 vikt%	4,9 L	0,714kg (0,735L)	0,94 g/cm ³
Rapsolja	-	1 L	-	-

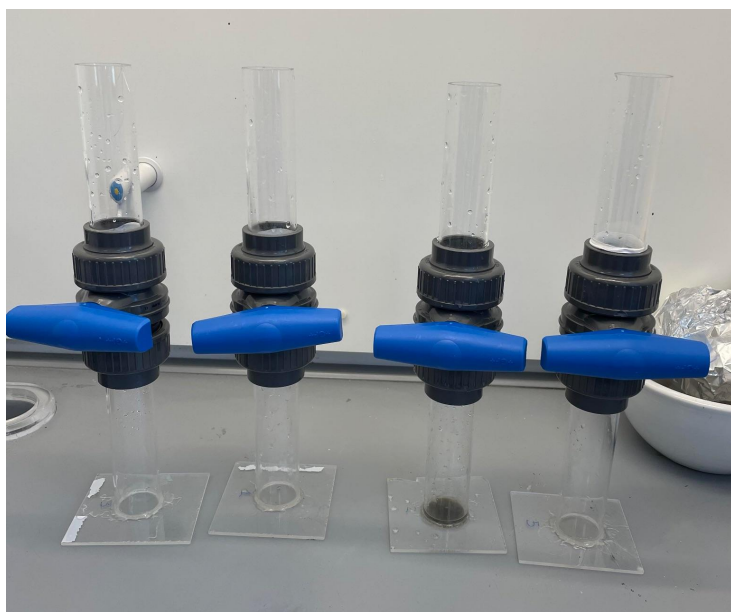
3.3 Densitetsseparering med olika saltlösningar och såpa på sediment från småbåtshamn i Göteborg

Densitetsseparering gjordes med mättade saltlösningar bestående av NaCl, NaI och KBr samt en såpa-vattenlösning. Saltlösningar som användes i densitetssepareringen hade olika densitet för att uppnå en lyckad separation av olika mikroplaster med olika densitet. Separeringen med olika densitetslösningar ledde till att olika föroreningar med liknande densitet hamnade ovan sedimentet och på ytan av vattenfasen. Föroreningarna kunde således separeras bort med hjälp av dekantering och pipettering. Provet från småbåtshamnen på ca 4l homogeniserades noga genom omrörning varur delprover togs ut för de olika experimenten.

Flera delprover av sedimentet användes i 3.3.1 för att testa vilken saltlösning som separerade ut flest mikroplaster samt övriga föroreningar. Endast ett delprov av sedimentet användes i 3.3.3 för att testa om en kombination av alla saltlösningar samt såpalösning separerade ut större halt av mikroplaster och föroreningar än saltlösningarna var för sig.

3.3.1 Flera sedimentprover med såpalösning, NaCl, KBr samt NaI

Genomförandet utfördes enligt följande. Lösning och sediment tillsattes till en bägare med förhållandet $\frac{\text{Lösning}}{\text{Sediment}} = 3$. Omrörningen av bägaren gjordes kraftfullt för att få ordentlig blandning mellan lösning och sediment. Innehållet fördes sedan över till flera små separationstuber, se Figur 3. Blandningen av sediment och lösning i separationstubererna fick sedimentera i 2–3h tills det blev en klar separation av vätska och sediment.



Figur 3. Separationstuber som användes vid densitetssepareringen.

Vätskan dekanterades och pipetterades med automatpipett till en mätcylinder och sedimentet hölls tillbaka till bägaren för att upprepa densitetssepareringen. Samma delprov av sediment blandades en gång till med samma saltlösning enligt ovanstående och slogs sedan ihop till ett vattenprov.

Separationstuben sköljdes med 2 * 100 mL vatten och därefter med 2 * 75 mL vatten, och innehållet fördes sedan över till samma mätcylinder som innan. Vätskan i mätcylindern filtrerades med vakuumfiltrering och det rena sedimentet sparades. Vätskan analyserades vidare enligt 3.7. Experimentet upprepades sedan med ett nytt sedimentprov och en ny lösning (salt eller såpa).

3.3.2 Vakuumfiltrering

Vakuumfiltrering genomfördes på vattenprover från densitetssepareringarna för att rena vattenproverna och separera ut partiklarna på ett filterpapper. Vid den här typen av filtrering är det inte gravitationen som styr filtreringshastigheten utan en tryckgradient som gör att vätskan trycks ner genom filtret. Det här medför att hastigheten på filtreringen kan justeras beroende på pumpen som används [30]. I Figur 4 visas instrumentet för vakuumfiltreringen som användes för att filtrera alla vattenprover från experiment 3.3.1 och 3.5. Det filterpapper som användes vid filtreringen var

glas-mikrofiber filter som fångar upp partiklar med en partikelstorlek större än $0,7 \mu\text{m}$. Filterpappret för varje vattenprov sparades för att kunna analysera halten partiklar (TSS och VSS) som suspenderades i vattnet.



Figur 4. Pumpen för vakuumfiltrering till vänster och närbild på behållaren för filterpapper till höger.

3.3.3 Enskilt sedimentprov med såpalösning och NaCl, KBr samt NaI

Genomförandet utfördes enligt följande steg. Lösning och sediment tillsattes till en bägare med förhållandet $\frac{\text{Lösning}}{\text{Sediment}} = 3$. Omrörningen av bägaren gjordes kraftfullt för att få ordentlig blandning mellan lösning och sediment. Innehållet fördes sedan över till flera små separationstuber, se Figur 5. Blandningen av sediment och lösning i separationstubererna fick sedimentera i 2–3h tills det blev en klar separation av vätska och sediment.



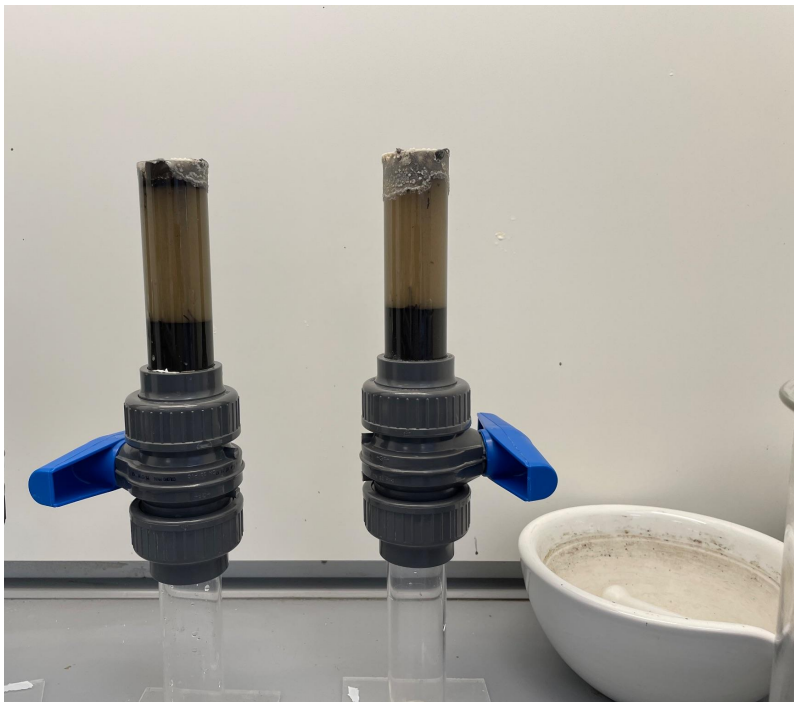
Figur 5. Separationstuber med sediment och KBr-lösning där sedimentation har skett.

Vätskan dekanterades och pipetterades med automatpipett till en bägare och sedimentet hölls tillbaka till en separat bägare för rent sediment. Det rena sedimentet användes på nytt med en ny

lösning och samma steg enligt texten ovan. Separationstuber och bägarna rengjordes för att ta tillvara på alla sedimentrester samt vattenprov. Renat sediment och vattenprov skickades iväg för analys av mikroplaster, metaller och TBT enligt 3.6.

3.4 Densitetsseparering med olika saltlösningar på enskilt sediment från Gårda

Genomförandet utfördes enligt följande steg. Saltlösning och sediment tillsattes till en bägare med förhållandet $\frac{\text{Lösning}}{\text{Sediment}} = 3$ och omrörningen av bägaren gjordes kraftfullt för att få ordentlig blandning mellan saltlösning och sediment. Innehållet fördes sedan över till flera små separationstuber, se Figur 6. Blandningen av sediment och lösning i separationstuber fick sedimentera i 3–4h tills det blev en klar separation av vätska och sediment.



Figur 6. Densitetsseparering av Gårdasediment och KBr-lösning.

Vätskan dekanterades och pipetterades med automatpipett till en bägare och sedimentet hälldes tillbaka till en separat bägare för rent sediment. Sedimentet blandades därefter med en ny saltlösning för att sedan upprepa stegen ovan. Efter det att alla saltlösningar blandats med samma delprov av sedimentet rengjordes separationstuber och bägarna för att ta tillvara på alla sedimentrester samt vattenprov. Renat sediment och vattenprov skickades för analys av mikroplaster, metaller, PAH och alifater enligt 3.6.

3.5 Extraktion med rapsolja på sediment från småbåtshamn i Göteborg

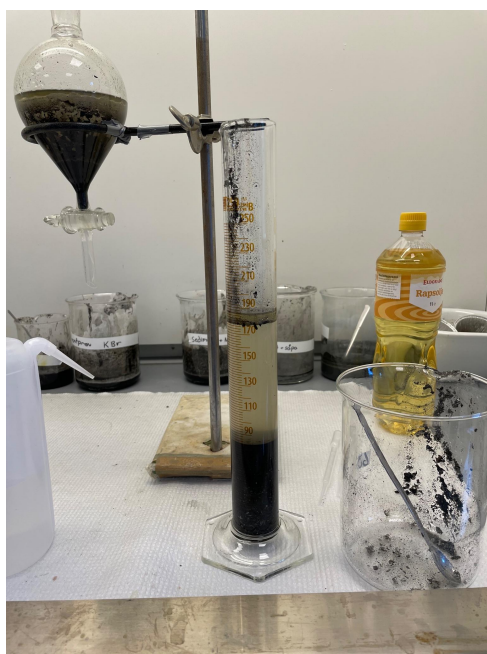
Extraktion av mikroplaster och andra föroreningar med rapsolja gjordes på sediment från småbåtshamnen. Här utnyttjades de hydrofobiska egenskaperna hos plastpolymererna och i den här metoden användes torrt sediment för experimentet. Blött sediment från småbåtshamnen torkades i ett värmeskåp vid 105°C. 52 g torrt sediment och 156 mL vatten blandades i en bägare enligt förhållandet

$$\frac{\text{Lösning}}{\text{Sediment}} = 3.$$

Omrörning av vatten och sediment gjordes kraftfullt för att få en ordentlig

omblandning. Efter att det blivit ett tydligt vattenskikt ovanför sedimentet tillsattes rapsolja. Det tillsattes 5mL rapsolja per 100 mL vätska som skakades runt i 30s. Omrörning av vatten, sediment och rapsolja gjordes återigen kraftigt för att uppnå en ordentlig omblandning.

Blandningen fördes sedan vidare till en mätcylinder för att sedimentera. Blandningen fick stå i cirka 2–3h tills det blev en klar separation mellan vatten, olja och sediment, se Figur 7. När det sedan bildats tre skikt av sediment, vatten och rapsolja dekanterades vattnet och rapsoljan till en separationsträtt. Innehållet skakades och tratten fick sedan stå i några dygn för att oljan och vattnet skulle skiktas. När det bildats ett tydligt vatten- och oljeskikt tappades vattnet ur tratten så bara oljan var kvar. Oljan som var kvar kunde sedan användas vidare för analys av suspenderat material som TSS (Total Suspended Solids) och VSS (Volatile Suspended Solids).



Figur 7. Blandning av torrt sediment, vatten och rapsolja.

Efter detta steg dekanterades olje- och vattenfasen till en separationstratt. Ovanstående steg upprepades en gång till med samma sediment. Separationstratten skakades i 30s och fick sedan stå i 2h. Därefter tömdes oljefasen och vattenfasen lämnades kvar i separationstratten. Oljefasen filtrerades sedan i vakuumfiltrering för vidare analys enligt rubrik 4.7.

3.6 Analys av sediment och vattenprov på kommersiellt analyslaboratorium

Under denna rubrik presenteras genomförandet av analyser för renat sediment och vattenprover från experiment 3.3.3 och 3.4 där alla lösningar blandades i omgångar med samma mängd sediment för att uppnå största möjliga separation av partiklar. Analys av sedimenten och vattenproverna gjordes av Eurofins och ALS för att undersöka och karaktärisera vilka föroreningar samt dess halter innan och efter densitetssepareringen. Analys av metaller, PAH:er samt aromater och alifater gjordes av ALS medan analys av mikroplaster gjordes av Eurofins på deras laboratorium. Proverna skickades till dessa kommersiella miljölaboratorier för vidare analyser enligt nedan. Sedimentprov som analyserades för metaller förbereddes först genom upplösning i kungsvatten och sen upplösning i 7M salpetersyra. Analyser av tributyltenn och metaller genomfördes med GC-ICP-SFMS. Analys av PAH:er och alifater genomfördes efter extraktion och därpå följande analys med GC-MS [31], [32], [33].

Följande plastpolymererna på partiklar i sediment och vatten >10µm analyserades: PE (polyeten), PP (polypropylen), PS (polystyren), ABS (akrylnitril-, butadien- och styren-monomer), PVC (polyvinylklorid), PET (polyetentereftalat), PC (polykaronat), PMMA (polymetylmetakrylat), PA6 (polyamid6), PA66 (polyamid66) och polymeren polyisopropen som mått på naturgummi (NR) samt polybutadien som mått på styrenbutadiengummi (SBR) och butadiengummi (BR). Analysen bestod av densitetsseparering, oxidation och en Pyrolys GC-MS körning [34], [35].

3.7 Analys av sediment och vattenprov vid Vatten Miljö Teknik laboratoriet

För att kunna avgöra halten mikroplast och förorenade partiklar som separerats ut från sedimenten analyserades vattenprover efter densitetssepareringen i 3.3 och extraktionen i 3.5. Parametrar som mättes för att kunna göra godtyckliga analyser var TSS, VSS, TDS och turbiditet.

3.7.1 Totalt suspenderat material och flyktigt suspenderat material

Efter vakuumfiltreringen genomfördes en analys av suspenderat material genom att bestämma TSS (Total Suspended Solids)- och VSS (Volatile Suspended Solids) på vattenproverna enligt den

standardiserade metoden. Koncentrationen av TSS och VSS beräknades för att undersöka hur mycket organiskt material som vi antar till stor del består av föroreningar, främst mikroplaster, som fastnat på filterpappret och är partiklar $> 0.7 \mu\text{m}$. TSS är ett mått på koncentrationen organiskt material som suspenderat i vatten och VSS är ett mått på koncentrationen oorganiskt material som suspenderat i vatten [36].

Andelen organiskt material som fastnat på filterpappret är den totala andel organiskt material som separerats ut från sedimentet. Koncentrationerna beräknades genom att väga torrt filterpapper innan filtrering och sedan väga filterpappret igen efter torkning och efter glödning. TSS och VSS gavs av följande två ekvationer:

$$TSS = \frac{m_{105^{\circ}\text{C}} - m_{\text{filter}}}{V}$$

$$VSS = \frac{m_{105^{\circ}\text{C}} - m_{550^{\circ}\text{C}}}{V}$$

Där m_{filter} är massan på ett nytt torrt filterpappret, $m_{105^{\circ}\text{C}}$ är massan på filterpappret efter upphettning till 105°C och $m_{550^{\circ}\text{C}}$ är massan på filterpappret efter upphettning till 550°C . Volymen som divideras med i detta fall är den andel volym vattenprov som filtrerats. Torkningen av filterpappret gjordes under 16–18h i en värmeugn, se Figur 8. Bränningen av filterpappret gjordes under 2h i en grafitugn som klarar av högre temperaturer, se Figur 8 till höger.



Figur 8. Ugn som användes för torkning vid 105°C till vänster och grafitugn för upphettning till 550°C till höger.

3.7.2 Analys av totalt lösta salter och turbiditet i vattenprov

Vattenprover från de olika experimenten i 3.3 och 3.5 placerades i bägare där en multiliner (Multiparameter meter), se Figur 9, analyserade Total Dissolved Solids (TDS) och turbiditeten i proverna. Analys gjordes både innan och efter vakuumfiltrering för att jämföra parametrarna på det smutsiga vattenprovet och efter att vattenprover blivit renat genom filtrering. Turbiditet är en analysmetod för att mäta grumligheten av en vattenlösning [37]. Metoden går ut på att partiklar i vattnet reflekterar infallande ljus och detta medför ett avvikande eftersom ljuset annars skulle haft en annan vinkel. Vid analys av Total Dissolved Solids fås andelen partiklar som är löst i vattnet vilket är partiklar som inte syns med blotta ögat och alltså partiklar som inte heller registreras vid analys av turbiditet [38].



Figur 9. Analys av vattenprov med multinersinstrument [39].

4 Resultat och Diskussion

Under detta kapitel presenteras resultaten från de olika experimenten som utförts. Sektionen är uppdelad i fyra underrubriker där första delen innefattar karaktärisering av de olika föroreningarna som finns i de två sedimenten. Andra delen är resultatet av densitetssepareringen med alla saltlösningar kombinerade där diagram och figurer som visas är hur mycket av respektive förorening som separerats ut. Tredje delen innefattar resultatet av densitetssepareringen med en saltlösning och diagrammet visar ett approximativt resultat av den saltlösning som separerat ut mest föroreningar. I sista delen beskrivs resultatet från extraktion av föroreningar med rapsolja och här visas också ett approximativt resultat i form av andelen föroreningar som separerats ut från sedimentet samt en jämförelse med densitetssepareringen med saltlösningar.

4.1 Karaktärisering av föroreningar i sedimenten

Sediment från Gårda och småbåtshamnen i Göteborg analyserades innan experimenten med behandlingsmetoderna och de olika föroreningarna för respektive sediment presenteras i Bilaga 5, 6, 7 och 8. Resultatet jämförs med riktvärden fastställda av svenska miljöskyddsmyndigheten (Naturvårdsverket) som är ett verktyg för att avgöra om föroreningar kan innebära en risk för människors hälsa och miljö [40].

Metallhalten för de två olika sedimenten skiljer sig åt, men det som är utmärkande är halten för zink och koppar som är mycket högre än övriga metaller, se Tabell 5. Halterna för zink och koppar för båda sedimenten överskrider riktvärdena för svenska miljöskyddsmyndigheten (Naturvårdsverket) som klassar halter över 80 mg/kg TS för koppar och över 357 mg/kg TS för zink som mycket stor avvikelse [41]. Vid halter på över 500 mg/kg TS för koppar och över 5000 mg/kg TS för zink anses klassningen vara mycket hög halt och i sedimentet från småbåtshamnen överskrids dessa halter. Övriga metaller som överskrider riktvärdena är kobolt i Gårda sedimentet på 22.8 mg/kg TS och bly i sedimentet från småbåtshamnen som har en halt på 125 mg/kg TS.

Tabell 5. Metallhalter i sedimenten från Gårda och Småbåtshamnen

	Zn	Cu	Ni	Co	Cr	Pb	Hg	As	Enhet
Gårda	537	110	26.8	22.8	39	15.8	<0.2	1.06	mg/kg TS
Småbåtshamnen	11 100	15 800	21.5	6.54	40.6	125	2.3	10.1	mg/kg TS

I Tabell 6 visas resultaten från mikroplastanalysen på sedimenten innan densitetsseparering. Från tabellen går det att se att i Gårdasedimentet var halterna mycket låga och nästintill omätbara medan i sedimentet från småbåtshamnen finns halter av 6 plastsorter, se Tabell 6. I Sverige finns idag inga direkta riktvärden för halter av mikroplast från Naturvårdsverket på grund av begränsad forskning kring vilka halter som kan tänkas vara skadliga och toxiska för organismer [42]. Däremot finns tillräckligt med studier för att konstatera att mikroplaster av olika sorter har toxiska effekter på organismer och att storleken av mikroplasterna samt kompositionen av polymeren verkar vara det som påverkar toxiciteten mest [43].

Tabell 7 visar att halten gummipartiklar i de två olika sedimenten skiljer sig åt väldigt mycket. Gårda sedimentet innehåller stora mängder gummipartiklar och detta beror på all vägtrafik längs med E6an precis där sedimentationsbrunnen med tillhörande sediment är placerad. På grund av otillräcklig forskning finns begränsningar i kunskapen kring vilka halter som gummipartiklarna anses uppge en toxisk effekt.

Tabell 6. Mikroplaster i sedimenten från Gårda och Småbåtshamnen

	PE	PP	PS	PC	PVC	PET	Enhet
Gårda	<5,0	<8,0	<2,0	<20	<50	<4,0	µg/kg TS
Småbåtshamnen	2210	510	2570	850	3980	4610	µg/kg TS

Tabell 7. Gummipartiklar i sedimenten från Gårda och Småbåtshamnen

	Polybutadien	Polyisopropen	Styren-butadiengummi	Enhet
Gårda	309 500	739 500	799 000	µg/kg TS
Småbåtshamnen	390	<20	<5	µg/kg TS

I sedimentet från småbåtshamnen finns även mycket höga halter av TBT, MBT och DBT (Tabell 7), som högst troligt beror på bortflagnad båtbottnfärg som har använts på båtar och fartyg innan lagstiftningen år 2003. Halter av TBT som kvarstår i sediment beror på att nedbrytningen av ämnet sker under väldigt lång tid på grund av den syrefattiga miljön på havsbottnar och när väl nedbrytningen av ämnet sker bildas DBT och sedan MBT. Enligt Naturvårdsverket är halter över 20, 26 och 55 µg/kg TS för TBT, DBT respektive MBT mycket höga halter och i fallet med sedimentet från småbåtshamnen är halterna mycket högre än dessa gränser [41]. Anledningen till de höga halterna av TBT kan bero på att större fragment av båtbottnfärg befunnit sig i sedimentet och då detekterats vid analys. Detta delprov av sedimentet är därmed en approximativ karaktärisering av

halterna av tennorganiska föreningar i sedimentet, men det ger en gedigen indikation på att mycket höga halter av TBT, DBT och MBT finns i sedimentet vid småbåtshamnen.

Tabell 7. TBT, DBT, MBT halter i sediment från småbåtshamnen

	TBT	DBT	MBT	Enhet
Småbåtshamnen	55 200	4270	1760	µg/kg TS

Tabell 8 och 9 visar halterna av PAH:er och alifater som finns i sedimentet från Gårda. Dessa partiklar finns troligen i detta sediment på grund av förbränningen av fossila bränslen från motorfordon samt slitage av bildäck och asfalt. Vid bedömning av halterna används även här riktvärden för PAH:er enligt Naturvårdsverket [41]. Halter av PAH-M klassas som mycket högt om halten är över 1700 µg/kg TS och för PAH-H är det om halten är över 2600 µg/kg TS. I Tabell 8 överskrids värdet för PAH-M då det ligger på 2190 µg/kg TS medan PAH-H ligger under 2600 µg/kg TS och klassas då som högt och inte mycket högt. Halterna för alifaterna ligger inom riktvärdena förutom för alifater >C16-C35 där riktvärdet är 100 mg/kg TS och värdet i sedimentet är på 3120 mg/kg TS.

Tabell 8. Koncentrationer av PAH:er i sediment från Gårda

	PAH 16	PAH 11	Cancerogena PAH	PAH L	PAH M	PAH H	Enhet
Gårda	4310	4060	1600	90	2190	2040	µg/kg TS

Tabell 9. Koncentrationer av alifater i sediment från Gårda

	Alifater >C5-C8	Alifater >C8-C10	Alifater >C10-C12	Alifater >C12-C16	Alifater >C16-C35	Enhet
Gårda	<10.0	<10.0	<20.0	54	3120	mg/kg TS

4.2 Behandling med densitetsseparering och NaCl, KBr, NaI samt såpa

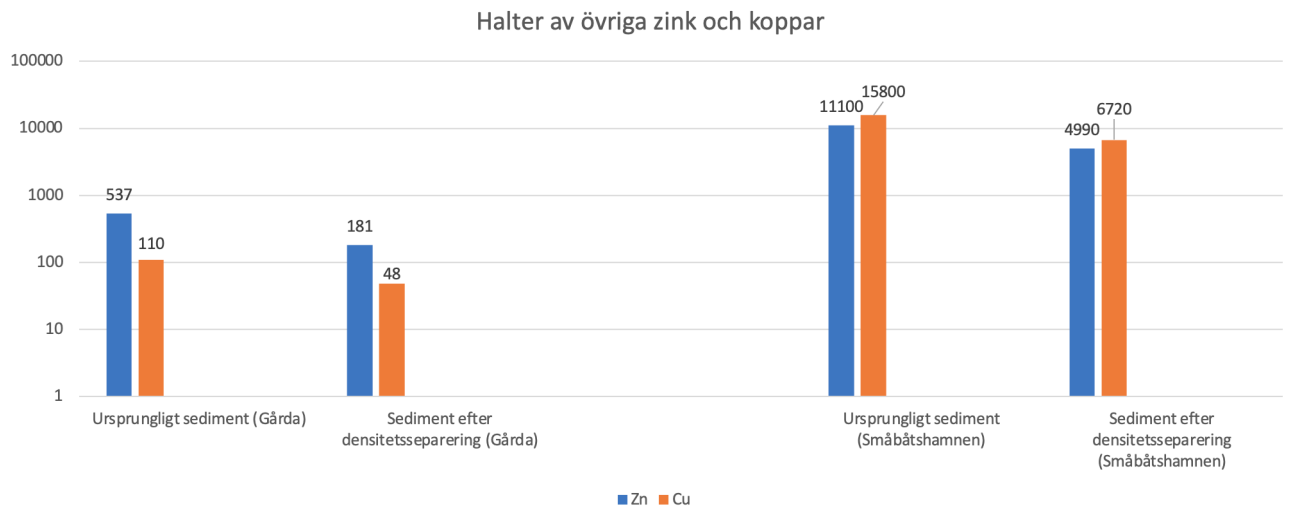
Mikroplasterna som fanns i sedimentet från småbåtshamnen är presenterade i Tabell 10 och resultatet visar att alla mikroplastsorter separeras ut med hjälp av densitetsseparering med saltlösningarna. Detta visar att densitetsseparering med saltlösningar kan vara en behandlingsmetod för att separera ut mikroplaster från sedimentet från småbåtshamnen. Resultatet stämmer delvis överens med tidigare studier som gjorts där 80-95% av olika plastsorter lyckats utvinnas från spikade sediment. Det som var utmärkande med vårt resultat är utvinningen för PVC som är högre än tidigare studier som gjorts [44]. För att ta metoden till nästa steg är det relevant att prova vilken utav saltlösningarna som separerar ut flest och mest mikroplaster. Detta för att undersöka om behandlingsmetoden kan göras mer lönsam och miljövänlig för användning i större skala.

Tabell 10. Koncentrationer av mikroplaster i sedimentet från småbåtshamnen före och efter densitetsseparering.

	PE	PP	PS	PC	PVC	PET	Enhet
Ursprungligt sediment (Småbåtshamnen)	2210	510	2570	850	3980	4610	µg/kg TS
Sediment efter densitetsseparering (Småbåtshamnen)	<5.0	<8.0	<2.0	<20.0	<50.0	<4.0	µg/kg TS

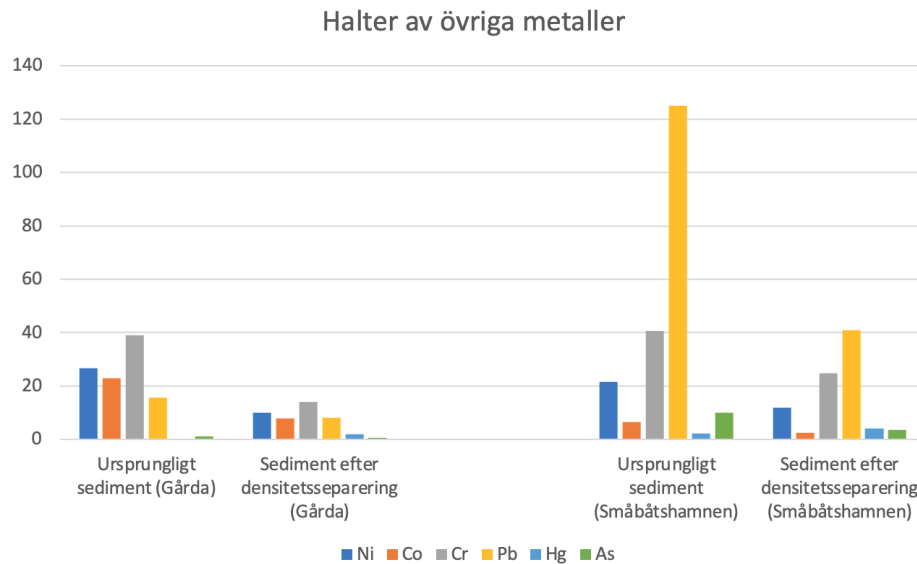
I Figur 10 presenteras halterna av zink och koppar i sedimentet före och efter densitetssepareringen i enheten mg/kg TS. Vid jämförelse före och efter har halterna för både zink och koppar minskat för båda sedimenten. Densitetsseparering resulterade i en genomsnittlig minskning på 50-67% för alla metaller. Halten zink minskade med 66% för sediment Gårda och 55% för sediment från småbåtshamnen medan halten koppar minskade med 58% för sediment från småbåtshamnen och 56% för Gårda sedimentet.

Eftersom alla metaller har högre densitet än saltlösningarna är det inte troligt att partiklarna lagts på ytan av saltlösningen utan att separationen har skett på annat vis. En potentiell hypotes kring utvinningen av koppar och zink kan vara att de använts i båtottenfärg och att färgflagor med lägre densitet separerats ut vid densitetsseparering. Däremot beror minskningen troligtvis också på en annan hypotes eftersom separation av koppar och zink i färgflagor inte rimligtvis kan stå för 50-65% utvinning.



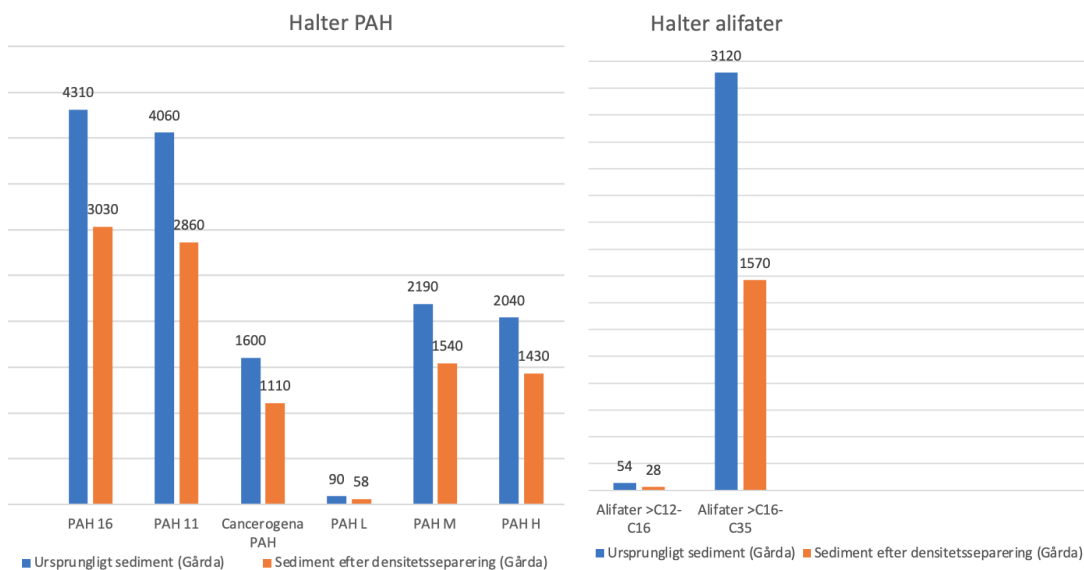
Figur 10. Halter av zink och koppar i respektive sediment före och efter densitetsseparering

Halterna för övriga metaller som analyserats är presenterade i Figur 11. Densitetsseparering har resulterat i minskningar mellan 50-67% jämfört med halterna i ursprungliga sedimentet. Kvicksilver är den enda metall som inte har minskat utan istället ökat i halt jämfört med ursprungliga sedimentet.



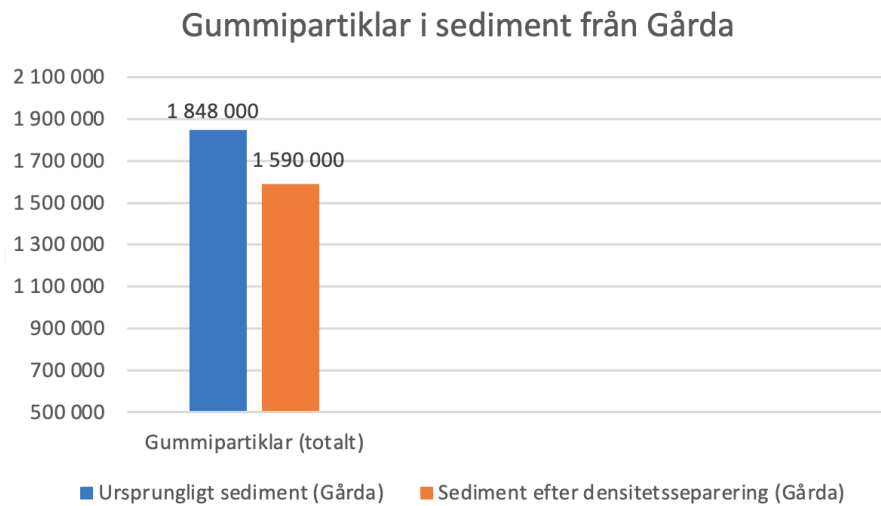
Figur 11. Halter av övriga metaller i respektive sediment före och efter densitetsseparering

Halter för PAH:er och alifater i sedimenten har i genomsnitt minskat med ca 30% jämfört med ursprungligt sediment. Största minskningen var för alifater >C16-C35 där 50% separerades ut. Densiteten för de flesta PAH:er och alifater ligger mellan 0.8-1.37, se tabell 2, och således bör de separeras ut med densitetsseparering vilket vi kan se i tabellerna att en liten minskning på ca 30% har skett.



Figur 12. Halter av PAH ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$) och alifater ($\text{mg}/\text{kg TS}$) före och efter densitetsseparering på dagvattensedimentet från Gårda.

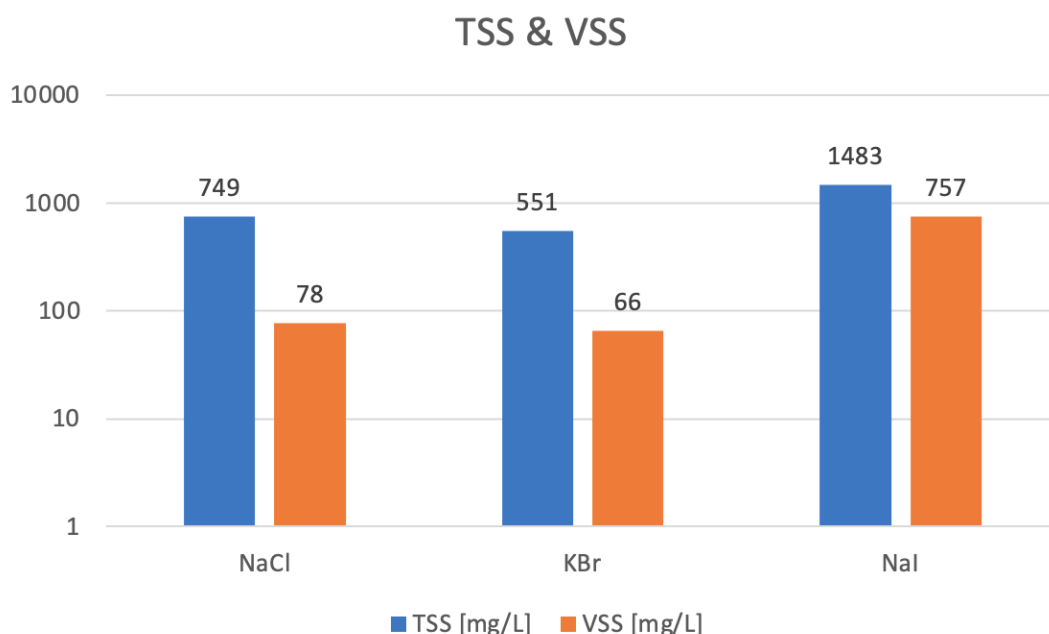
Gummipartiklarna i sedimentet från Gårda minskade efter behandling med ca 14% jämfört med halten i ursprungliga sedimentet. Denna minskning kan bero på densitetssepareringen, men eftersom halten gummipartiklar var hög från början och ändringen liten kan minskningen vara marginell och bero på avvikelser i analysmetoden.



Figur 13. Totala koncentrationen gummipartiklar (µg/kg TS) före och efter densitetsseparering av dagvattensediment från Gårda.

4.3 Densitetsseparering med enbart en saltlösning

Värdet för TSS och VSS på partiklarna som separerat från sedimenten för de olika saltlösningarna finns i Bilaga 4. NaI-lösningen var den saltlösning som gav högsta värdet både vad gäller TSS och VSS vilket också är logiskt då NaI hade den högsta densiteten av salterna. Värdet för NaCl-lösningen var ungefär hälften av NaI-lösningen och KBr-lösningen något lägre, se Figur 14. Resultatet för TSS och VSS beror mycket på hur mycket av vattenprovet som filtreras eftersom skillnaden på filterpappret före och efter torkning och bränning divideras med den mängd volym som filtreras. Detta innebär att om skillnaden i vikt är stor när volymen är liten innehåller vattenprovet mycket organiskt material i form av partiklar.

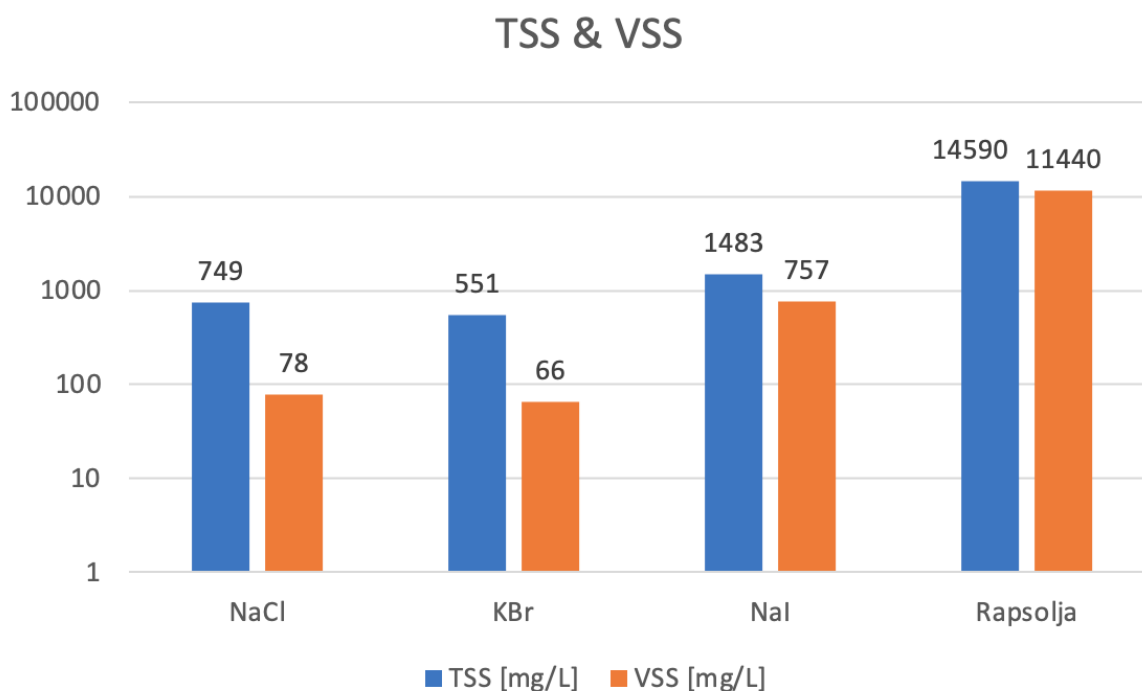


Figur 14. TSS och VSS värden för respektive saltlösning på sediment från småbåtshamnen

Värdet för turbiditet och TDS mätningar kan ses i Bilaga 2 och 3. Högst värde för turbiditeten före filtrering uppmättes i vattenprovet med KBr-lösning följt av NaCl-lösningen och NaI-lösningen. Resultatet antyder på att KBr-lösningen innehöll flest partiklar och NaI-lösningen minst partiklar. Detta resultat beror troligtvis på volymen av vattenprovet eftersom större volym rymmer fler partiklar vilket ger ett lägre värde på turbiditet, därmed kan mätningar av turbiditet i detta fall vara något missvisande. Resultatet för TDS (total dissolved solids) i Bilaga 2 visar att NaCl gav högst värde medan NaI var något lägre och KBr var lägst. TDS är andelen lösta fasta partiklar vilket kan innebära att partiklar har löst sig i saltlösningen eller också detekteras saltlösningen i sig vilket förklarar de höga TDS-värdena även efter filtrering.

4.4 Extraktion med rapsolja för behandling av sediment

Värdena för TSS och VSS på sediment extraherade med för rapsolja finns i Bilaga 4. Rapsolja fick ett högre värde på både TSS och VSS jämfört med alla saltlösningar, 14600 mg/L respektive 11400 mg/L, se Figur 15. Resultaten från bestämningarna av TSS- och VSS tyder på att extraktion med rapsolja separerar mycket organiskt material som troligen är mikroplaster.



Figur 15. TSS och VSS värden för respektive saltlösning samt rapsolja vid densitetsseparation och extraktion av sediment från småbåtshamnen

Det finns flera för- och nackdelar med extraktion med rapsolja i jämförelse med densitetsseparering med saltlösningar. Av resultaten framgår att rapsolja separerar mikroplaster bättre än någon av saltlösningarna. Rapsolja är billigt och det krävs en liten mängd för varje analys.

Densitetssepareringen kräver stora mängder salt för att saltlösningarna ska vara mättade. Det problematiska med extraktion med rapsolja är att sedimentet behöver vara torrt. Vid användning av blött sediment uppstod det inte någon separation mellan vatten och sedimentet.

Enligt Peter S. Ross *et al.* [24] ska separationen mellan olje- och vattenfasen uppnås efter cirka två minuter. I det här experimentet gick det inte så snabbt. Efter några timmar hade ingenting hänt. Separationstratten stod i labbet över några dygn för att faserna skulle skikta sig. Tratten med lösningen observerades inte över dem dagarna och det är möjligt att det gick något snabbare.

I experimentet genomfördes ett försök med blött sediment. I det här försöket blev det en homogen blandning av det blöta sedimentet och vattnet som tillsattes. Alltså bildades det aldrig ett vattenskikt ovanför sedimentet som är nödvändigt för den här metoden. Torkning av sediment är både tidskrävande och kostsamt. Det är möjligt att metoden skulle kunna optimeras med en alternativ lösning på torkning av sedimentet, men det är något som skulle behöva undersökas vidare.

5 Slutsatser

Syftet med detta examensarbete var att karaktärisera föroreningar i två olika sediment för att sedan undersöka om densitetsseparering och extraktion kan tänkas vara möjliga behandlingsmetoder för rening av sediment från mikroplaster samt föroreningar.

Denna studie har visat att det finns en tydlig indikation på att densitetsseparering med saltlösningar och extraktion med rapsolja är två behandlingsmetoder som fungerar för separation av mikroplaster och andra föroreningar från sediment. Resultaten av karaktäriseringen av sedimenten visar att mikroplaster, metaller, TBT, DBT och MBT förekommer i sedimentet från småbåtshamnen och gummidäckspartiklar, metaller, PAH:er och alifater förekommer i sedimentet från Gårda. Det som var mest framstående var de höga halterna av zink, koppar, TBT, DBT och MBT i sedimentet från småbåtshamnen och de höga halterna av gummidäckspartiklar, PAH-M och alifater >C16-C35 i sedimentet från Gårda.

I studien framgår det att alla mikroplaster som fanns i ursprungliga sedimentet separerades ut och i genomsnitt minskade halter av metaller med 50–67%, halter av PAH:er och alifater med 30% och andelen gummipartiklar med 14%. I resultaten med densitetsseparering framgår även att natriumjodid var den saltlösning som separerade ut flest partiklar vilket innebär att natriumjodid är mest lönsam att använda vid densitetsseparering. Användning av densitetsseparering i större skala skulle kräva betydligt mer saltlösning och ett alternativ för att göra detta genomförbart är att återanvända saltlösningarna efter densitetssepareringen. Efter filtrering av saltlösning erhålls de extraherade partiklarna vilket innebär att lösningen renas och då finns möjlighet till återanvändning av saltlösningen om inte saltkoncentrationen minskar allt för mycket. Detta skulle innebära besparing av resurser vilket hade gjort behandlingsmetoden både mer ekonomiskt gynnsam och mer miljövänlig.

Resultaten har också visat att extraktion med rapsolja fungerar för separation av organiskt material. Det tydligaste resultatet som framkom genom TSS- och VSS-analysen var att rapsolja separerade ut betydligt mer partiklar än någon av saltlösningarna. TSS-värdet för rapsolja var 14590 mg/L jämfört med NaI som var 1483 mg/L.

Slutligen beaktas några viktiga begränsningar i arbetet. En begränsning var att det inte kördes någon mikroplast- eller metallanalys i delen med extraktion av rapsolja, därmed går det inte att veta vilka partiklar som separerats ut med denna behandlingsmetod. En annan begränsning är osäkerheten kring halterna av mikroplaster i sedimentet eftersom färre analysprover av sedimenten har tagits gällande mikroplaster. För att erhålla ett ännu mer säkert, korrekt och trovärdigt resultat krävs analys av flera sedimentprover från båda områdena och för båda metoderna.

6 Förslag på framtida studier

I framtiden vore det intressant att utveckla metoden med extraktion av mikroplaster och övriga föroreningar med rapsolja. Utveckling av denna metod kan innebära att prova olika förhållande mellan olja/vatten för att undersöka om en bättre extraktion kan åstadkommas. Utöver det så kan en bredare och mer utförlig analys av vilka partiklar som faktiskt extraheras ut med hjälp av denna metod vara av intresse. Detta för att dels se vilka mikroplaster som kan återfås från sedimentet, men också för vidareutveckling av metoden vad gäller andra typer av föroreningar som till exempel TBT och metaller. Dessutom vore det intressant och relevant att undersöka olika alternativ på att torka sedimentet, framför allt när det gäller stora mängder sediment där maskinell torkning kan vara väldigt kostsam.

Ytterligare en intressant framtida studie är att undersöka användandet av tyngre saltlösningar vid densitetsseparering för att kunna separera ut ännu fler tyngre partiklar som till exempel däckslitagepartiklar från vägtrafik som kan ha en densitet på 2.1 g/cm^3 . Ett tillägg till den studien kan också vara att använda alternativa sätt att ta tillvara på alla plastpartiklar som ligger löst på ytan av vattenproverna. Vid användandet av dekantering så var det svårt och nästintill omöjligt att ta tillvara på precis allt vattenprov utan att riskera att få med liten andel sediment, en alternativ lösning där separationen blir tydlig och tillvaratagandet av vattenprovet kan fås på ett enklare mer effektivt sätt vore smidigare.

Utöver ovanstående exempel på framtida studier kan det vara intressant att prova alternativa effektiva, billiga och miljövänliga behandlingsmetoder som kan rena sediment från flera föroreningar.

Litteraturförteckning

- [1] L. Cutroneo, A. Reboa, I. Geneselli, och M. Capello, "Considerations on salts used for density separation in the extraction of microplastics from sediments", *Marine Pollution Bulletin*, vol. 166, s. 112216, maj 2021, doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112216. [Online]. Tillgänglig vid: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X21002502>.
- [2] "Mikroplast". Tillgänglig vid: <https://www.naturvardsverket.se/arnesomraden/plast/om-plast/mikroplast>. [Åtkomstdatum: 09 maj 2023]
- [3] A. Norén, "Management and Treatment of Organotin and Metal Contaminated Dredged Sediment," Doktorsavhandling, Institutionen för Arktitektur och Samhällsbyggnadsteknik, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, Sverige, 2021. [Online]. Tillgänglig vid: https://research.chalmers.se/publication/525021/file/525021_Fulltext.pdf
- [4] "Miljö och hälsa - Transportstyrelsen". <https://www.transportstyrelsen.se/sv/sjofart/Miljo-och-halsa/>. [Åtkomstdatum: 09 maj 2023]
- [5] Y. Andersson-Sköld, M. Johannesson, M. Gustafsson, I. Järskog, D. Lithner, M. Polukarova, A. M. Strömwall, "Mikroplast från däck- och väglitage. En kunskapsmanställning.", VTI, Statens väg- och transportforskningsinstitut, Sverige, VTI rapport 1028, 2020. [Online]. Tillgänglig vid: https://research.chalmers.se/publication/517098/file/517098_Fulltext.pdf. [Åtkomstdatum: 09 maj 2023]
- [6] "Hållbar plastanvändning". <https://www.naturvardsverket.se/arnesomraden/plast/hallbar-plastanvandning/>. [Åtkomstdatum: 09 maj 2023]
- [7] K. Magnusson, K. Eliasson, A. Fråne, K. Haikonen, J. Hultén, M. Olshammar, J. Stadmark, A. Voisin, "Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment," IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm, Sverige, C 183, 2016. [Online]. Tillgänglig: https://www.su.se/polopoly_fs/1.621866.1660316972!/menu/standard/file/C183.pdf, [Åtkomstdatum: 09 maj 2023]
- [8] B. Carney Almroth, J. Jakobsson Hippinen, "Nationellt resurscentrum för biologiundervisning", *Mikroplaster - vad är problemet?*, [Online], Mars. 1, 2017. Tillgänglig vid: https://bioresurs.uu.se/wp-content/uploads/2017/06/bilagan2017_1_mikroplaster.pdf. [Åtkomstdatum: 09 maj 2023]
- [9] "Mikroplaster - ECHA". [Online]. Tillgänglig vid: <https://echa.europa.eu/sv/hot-topics/microplastics>. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]
- [10] "Några vanliga plastsorter". [Online]. Tillgänglig vid: <https://www.kemi.se/rad-till-privatpersoner/kemikalier-i-material/plast/nagra-vanliga-plastsorter>. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]

- [11] I. Järllskog, "Occurrence of Traffic-Derived Microplastics in Different Matrices in the Road Environment," doktorsavhandling, Institution för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, Sverige, 2022. [Online]. Tillgänglig vid: https://research.chalmers.se/publication/532025/file/532025_Fulltext.pdf
- [12] M. Löf, "Östersjöcentrum", *Mikroplast påverkar marint liv - försiktighetsprincipen kräver åtgärder*, [Online], Juni, 2028, Tillgänglig vid: https://www.su.se/polopoly_fs/1.358145.1511292592!/menu/standard/file/Mikroplasterimarintliv_Webb.pdf. [Åtkomstdatum: 09 maj 2023]
- [13] C. Halsband, L. Sørensen, A. M. Booth, D. Herzke, "Car Tire Crumb Rubber: Does Leaching Produce a Toxic Chemical Cocktail in Coastal Marine Systems?," *Frontiers in Environmental Science*, Juli. 2020 [Online]. Tillgänglig: https://nilu.brage.unit.no/nilu-xmlui/bitstream/handle/11250/2672576/Halsband%2Bet%2Bal_Front%2BEnviron%2BSci_2020.pdf?sequence=3, [Åtkomstdatum: 09 maj 2023].
- [14] "Tennorganiska föreningar - Stockholms miljöbarometer". [Online]. Tillgänglig vid: <https://miljobarometern.stockholm.se/miljogifter/tennorganiska-foreningar/>. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]
- [15] "TBT i sediment, jämför - Stockholms miljöbarometer". [Online]. Tillgänglig vid: <https://miljobarometern.stockholm.se/miljogifter/tennorganiska-foreningar/tbt-i-sediment/compare>. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]
- [16] L. Grolander, "Effekter av polycykliska aromatiska kolväten på de akvatiska ekosystemen i Stockholmsområdet," kandidatuppsats, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, Stockholm, Sverige, 2010. [Online]. Tillgänglig vid: https://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/natur/Ekotox_examensarbete_PAH.pdf
- [17] A. Müller, H. Österlund, J. Marsalek, och M. Viklander, "The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources", *Science of The Total Environment*, vol. 709, s. 136125, mar. 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.136125.
- [18] A. Zeffer, P. O. Samuelsson, "Sedimentprovtagning i småbåtshamnar i Stenungsund," Stenungsunds kommun, Steungsund, Sverige, 2011. [Online]. Tillgänglig vid: <https://www.stenungsund.se/download/18.bfcc70136be7fac7b8000131/Sedimentprovtagning+i+Stenungsund+111219.pdf>
- [19] "Dirt and Mud - Densities". [Online]. Tillgänglig vid: https://www.engineeringtoolbox.com/dirt-mud-densities-d_1727.html. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]
- [20] "Reference Tables - Density of Plastic". [Online]. Tillgänglig vid: <https://www.stelray.com/reference-tables>. [Åtkomstdatum: 09 maj 2023]
- [21] S.E. Mörstedt, G. Hellsten, *Data och Diagram: Energi- och kemitekniska tabeller*, 7. uppl., Stockholm, Sverige: Liber, 1999.

- [22] PubChem, "Tributyltin". [Online]. Tillgänglig vid: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/3032732>. [Åtkomstdatum: 09 maj 2023]
- [23] I. W. G. on the E. of C. R. to Humans, Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures. International Agency for Research on Cancer, 2010.
- [24] E. M. Crichton, M. Noël, E. A. Gies, och P. S. Ross, "A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments", *Anal. Methods*, vol. 9, nr 9, s. 1419–1428, mar. 2017, doi: 10.1039/C6AY02733D. [Online]. Tillgänglig vid: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2017/AY/C6AY02733D>. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]
- [25] "Gas Chromatography – How a Gas Chromatography Machine Works, How To Read a Chromatograph and GCxGC", *Analysis & Separations from Technology Networks*. Tillgänglig vid: <http://www.technologynetworks.com/analysis/articles/gas-chromatography-how-a-gas-chromatography-machine-works-how-to-read-a-chromatograph-and-gcxc-335168>. [Åtkomstdatum: 23 maj 2023]
- [26] C. Dass, *Fundamentals of Contemporary Mass Spectrometry*. Memphis, TN, USA: John Wiley & Sons, Inc, 2006
- [27] S.Y.Lin och C.W. Dence, *Methods in Lignin Chemistry*. New York, USA: Springer-Verlag, 1992
- [28] "Analystekniker". <https://www.alsglobal.se/Om-ALS-life-sciences/analystekniker#gc>. [Åtkomstdatum 23 maj 2023]
- [29] K. Björklund, A. P. Cousins, A.-M. Strömvall, och P.-A. Malmqvist, "Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors", *Science of The Total Environment*, vol. 407, nr 16, s. 4665–4672, aug. 2009, doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.04.040.
- [30] "Vacuum Filtration", Chemistry LibreTexts, 18 november 2014. [Online]. Tillgänglig vid: https://chem.libretexts.org/Ancillary_Materials/Demos_Techniques_and_Experiments/General_Lab_Techniques/Vacuum_Filtration. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]
- [31] "OV-19a3Q Tennorganiska föreningar (3) i vatten (TBT låg rapp.gräns)". Tillgänglig vid: https://www.alsglobal.se/paket/milj-1/vatten_2/organiska-mnen_1/ov-19a3q-tennorganiska-f-reningar-3-i-vatten-tbt-l-g-rapp-gr-ns-18100. [Åtkomstdatum: 23 maj 2023]
- [32] "OV-1 PAH (EPA-PAH, 16 st) i vatten". https://www.alsglobal.se/paket/milj-1/vatten_2/organiska-mnen_1/ov-1-pah-epa-pah-16-st-i-vatten_1020. [Åtkomstdatum 23 maj 2023]
- [33] "OV-21c alifater, aromater, BTEX enligt SPIMFAB i vatten". https://www.alsglobal.se/paket/milj-1/vatten_2/organiska-mnen_1/ov-21c-alifater-aromater-btex-enligt-spimfab-i-vatten_1500. [Åtkomstdatum 23 maj 2023]

- [34] ”Analys av mikroplast i fasta miljöprov”, Eurofins Scientific. [Online]. Tillgänglig vid: <https://www.eurofins.se/tjaenster/miljoe-och-vatten/nyheter-miljo/analys-av-mikroplast-i-fasta-miljoe-prov/>. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]
- [35] ”Analys av mikroplast i ”orena” vatten – Oxidation av naturligt organiskt material (NOM)”, Eurofins Scientific. [Online]. Tillgänglig vid: <https://www.eurofins.se/tjaenster/miljoe-och-vatten/nyheter-miljo/analys-av-mikroplast-i-orena-vatten-oxidation-av-naturligt-organiskt-material-nom/>. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]
- [36] O. Modin, *OM VATTEN: En introduktion till vattenkvalitet och vattenteknik*, Göteborg, Sverige: Oskar Modin, 2017. [Online]. Tillgänglig vid: https://www.omvatten.se/onewebmedia/1_%C3%96versikt.pdf
- [37] ”Turbiditet/grumlighet”, SLU.SE, 2021. [Online]. Tillgänglig vid: <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/detaljerade-metodbeskrivningar/turbiditet/>. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]
- [38] ”TDS and pH”, Safe Drinking Water Foundation, 07 december 2016. [Online]. Tillgänglig vid: <https://www.safewater.org/fact-sheets-1/2017/1/23/tds-and-ph>. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]
- [39] ”ECPCWP45003K”. [Online]. Tillgänglig vid: <https://www.thermofisher.com/order/catalog/product/ECPCWP45003K?SID=srch-srp-ECPCWP45003K>. [Åtkomstdatum: 08 maj 2023]
- [40] ”Riktvärden för förorenad mark”. Tillgänglig vid: <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/forenadede-omraden/riktvarden-for-forenadede-mark/>. [Åtkomstdatum: 23 maj 2023]
- [41] ”Utveckling av en ny metod för behandling av förorenade sediment med fotoelektrokatalytisk nedbrytning”, research.chalmers.se. Tillgänglig vid: <https://research.chalmers.se/project/9817>. [Åtkomstdatum: 23 maj 2023]
- [42] ”Forskningsagenda mikroplast”. Tillgänglig vid: <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/publikationer/7100/978-91-620-7107-3/>. [Åtkomstdatum: 23 maj 2023]
- [43] Z. Yuan, R. Nag, och E. Cummins, ”Human health concerns regarding microplastics in the aquatic environment - From marine to food systems”, *Science of The Total Environment*, vol. 823, s. 153730, juni 2022, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.153730. Tillgänglig vid: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722008221>. [Åtkomstdatum: 23 maj 2023]
- [44] Thi Thuy Duong, Phuong Thu Le, Thi Nhu Huong Nguyen, Thi Quynh Hoang, Ha My Ngo, et al.. Selection of a density separation solution to study microplastics in tropical riverine sediment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2022, 194 (2), pp.65. 10.1007/s10661-021-09664-0 . hal-03597257. Tillgänglig vid: <https://hal.science/hal-03597257/document>. [Åtkomstdatum 7 juni 2023]

Bilagor

Bilaga 1: Beräkningar av densitetsblandningar

Beräkningar av densitet av blandningar

NaCl + H₂O

$m(\text{NaCl}) = 360 \text{ g}$
 $\rho(\text{NaCl}) = 2,16 \text{ g/cm}^3$

$m(\text{H}_2\text{O}) = 1000 \text{ g}$
 $\rho(\text{H}_2\text{O}) = 1 \text{ g/cm}^3$

$\Rightarrow X_{\text{NaCl}} = \frac{360}{1360} = 0,264705882$
 $X_{\text{H}_2\text{O}} = 1 - X_{\text{NaCl}} = 0,735294118$

\Rightarrow Densitet av blandning: $\rho = \frac{1}{\frac{0,264705882}{2,16} + \frac{0,735294118}{1}} = 1,166 \text{ g/cm}^3$

KBr + H₂O

$m(\text{KBr}) = 700 \text{ g}$
 $\rho(\text{KBr}) = 2,75 \text{ g/cm}^3$

$\Rightarrow X_{\text{KBr}} = \frac{700}{1700} = 0,411764706$
 $X_{\text{H}_2\text{O}} = 1 - X_{\text{KBr}} = 0,588235294$

\Rightarrow Densitet av blandning: $\rho = \frac{1}{\frac{0,411764706}{2,75} + \frac{0,588235294}{1}} = 1,351 \text{ g/cm}^3$

NaI + H₂O

$m(\text{NaI}) = 1170 \text{ g}$
 $\rho(\text{NaI}) = 3,67 \text{ g/cm}^3$

$\Rightarrow X_{\text{NaI}} = \frac{1170}{2170} = 0,539170507$
 $X_{\text{H}_2\text{O}} = 0,460829493$

\Rightarrow Densitet av blandning: $\rho = \frac{1}{\frac{0,539170507}{3,67} + \frac{0,460829493}{1}} = 1,65 \text{ g/cm}^3$

Bilaga 2: Mätvärden av turbiditet och TDS innan vakuumfiltrering.

Vattenprov	Turbiditet [FNU]	Total Dissolved Solids [ppt]
NaCl-lösning	111.6	150-160
KBr-lösning	164.2	50-60
NaI-lösning	76.5	90-100
Såpa-lösning	3.930-3.940	0

Bilaga 3: Mätvärden av turbiditet och TDS efter vakuumfiltrering.

Vattenprov	Turbiditet [FNU]	Total Dissolved Solids [ppt]
NaCl-lösning	3.7-3.9	114.9
KBr-lösning	1-2	171
NaI-lösning	4.5	89.8
Såpa-lösning	-	-

Bilaga 4: Beräkningar av TSS och VSS

Vattenprov	$TSS = \frac{m_{105^{\circ}C} - m_{filter}}{V}$ [mg/L]	$VSS = \frac{m_{105^{\circ}C} - m_{550^{\circ}C}}{V}$ [mg/L]
NaCl-lösning	748.67	78.33
KBr-lösning	550.63	65.51
NaI-lösning	1483.2	756.94
Såpa-lösning	(23345.8)	(12766.7)
Rapsolja	14590.4	11439.7

Bilaga 5: Halten föroreningar i sediment från småbåtshamn i Göteborg, innan densitetsseparering

TS = torkat sediment

As, arsenik	10.1	mg/kg TS
Ba, barium	162	mg/kg TS
Cd, kadmium	0.812	mg/kg TS
Co, kobolt	6.54	mg/kg TS
Cr, krom	40.6	mg/kg TS
Cu, koppar	15800	mg/kg TS
Hg, kvicksilver	2.3	mg/kg TS
Ni, nickel	21.5	mg/kg TS
Pb, bly	125	mg/kg TS
V, vanadin	31.4	mg/kg TS
Zn, zink	11100	mg/kg TS
Ag, silver	0.821	mg/kg TS
Mo, molybden	15.8	mg/kg TS
Sb, antimon	1.95	mg/kg TS
Sn, tenn	82	mg/kg TS
MBT, monobutyltenn	1760	µg/kg TS
DBT, dibutyltenn	4270	µg/kg TS
TBT, tributyltenn	55200	µg/kg TS

Bilaga 6: Halten mikroplaster och gummipartiklar i sediment från småbåtshamn i Göteborg, innan densitetsseparering

PE	2210	µg/kg TS
PP	510	µg/kg TS
PS	2566	µg/kg TS
ABS	<4.0	µg/kg TS
PMMA	<4.0	µg/kg TS
PC	850	µg/kg TS
PVC	3975	µg/kg TS
PET	4610	µg/kg TS
PA6	<2.0	µg/kg TS

PA 66	<20	µg/kg TS
Summa polymerer	14711	µg/kg TS
Polybutadien	390	µg/kg TS
Polyisopropen	<20	µg/kg TS
Styren-butandiengummi	<5	µg/kg TS
Summa gummipartiklar	390	µg/kg TS

Bilaga 7: Halten föroreningar i sediment från Gårda, innan densitetsseparering

TS = Torkat sediment

As, arsenik	1.06	mg/kg TS
Ba, barium	182	mg/kg TS
Cd, kadmium	0.162	mg/kg TS
Co, kobolt	22.8	mg/kg TS
Cr, krom	39	mg/kg TS
Cu, koppar	110	mg/kg TS
Hg, kvicksilver	<0.2	mg/kg TS
Ni, nickel	26.8	mg/kg TS
Pb, bly	15.8	mg/kg TS
V, vanadin	69.3	mg/kg TS
Zn, zink	537	mg/kg TS
Ag, silver	0.0848	mg/kg TS
Mo, molybden	4.75	mg/kg TS
Sb, antimon	15.8	mg/kg TS
Sn, tenn	23.3	mg/kg TS
alifater >C5-C8	<10.0	mg/kg TS
alifater >C8-C10	<10.0	mg/kg TS
alifater >C10-C12	<20	mg/kg TS
alifater >C12-C16	54	mg/kg TS
alifater >C5-C16	54	mg/kg TS

alifater >C16-C35	3120	mg/kg TS
aromater >C8-C10	<0.480	mg/kg TS
aromater >C10-C16	0.435	mg/kg TS
metylpirener/metylfluorantener	1.6	mg/kg TS
metylkryser/metylbens(a)antracener	2.3	mg/kg TS
aromater >C16-C35	3.9	mg/kg TS
bensen	<0.015	mg/kg TS
toluen	0.086	mg/kg TS
etylbensen	<0.075	mg/kg TS
summa xylener	<0.075	mg/kg TS
summa TEX	0.09	mg/kg TS
naftalen	0.066	mg/kg TS
acenaftylen	0.024	mg/kg TS
acenaften	<0.010	mg/kg TS
fluoren	0.043	mg/kg TS
fenantren	0.451	mg/kg TS
antracen	0.0393	mg/kg TS
fluoranten	0.556	mg/kg TS
pyren	1.1	mg/kg TS
bens(a)antracen	0.16	mg/kg TS
krysen	0.37	mg/kg TS
bens(b)fluoranten	0.395	mg/kg TS
bens(k)fluoranten	0.106	mg/kg TS
bens(a)pyren	0.3	mg/kg TS
Indeno(123cd)pyren	0.151	mg/kg TS
dibens(a,h)antracen	0.117	mg/kg TS
bens(g,h,i)perylen	0.436	mg/kg TS
summa PAH 16	4.31	mg/kg TS
Summa PAH 11	4.06	mg/kg TS
summa cancerogena PAH	1.6	mg/kg TS
summa övriga PAH	2.72	mg/kg TS

summa PAH L	0.09	mg/kg TS
summa PAH M	2.19	mg/kg TS
summa PAH H	2.04	mg/kg TS

Bilaga 8: Halten mikroplaster och gummipartiklar i sediment från Gårda, innan densitetsseparering

PE	<5.0	µg/kg TS
PP	<8.0	µg/kg TS
PS	<2.0	µg/kg TS
ABS	<4.0	µg/kg TS
PMMA	<4.0	µg/kg TS
PC	<20	µg/kg TS
PVC	<50	µg/kg TS
PET	<4.0	µg/kg TS
PA6	<2.0	µg/kg TS
PA 66	<20	µg/kg TS
Summa polymerer	-	µg/kg TS
		µg/kg TS
Polybutadien	309 500	µg/kg TS
Polyisopropen	739 500	µg/kg TS
Styren-butandiengummi	799 000	µg/kg TS
Summa gummipartiklar	1 848 000	µg/kg TS

Bilaga 9: Andelen mikroplaster och gummipartiklar efter densitetsseparering (sediment Gårda)

PE	<5.0	µg/kg TS
PP	<8.0	µg/kg TS
PS	<2.0	µg/kg TS
ABS	<4.0	µg/kg TS
PMMA	<4.0	µg/kg TS
PC	<20.0	µg/kg TS
PVC	<50.0	µg/kg TS

PET	<4.0	µg/kg TS
PA6	<2.0	µg/kg TS
PA 66	<20.0	µg/kg TS
Summa polymerer	0	µg/kg TS
		µg/kg TS
Polybutadien	397 000	µg/kg TS
Polyisopropen	860 000	µg/kg TS
Styren-butandiengummi	337 000	µg/kg TS
Summa gummipartiklar	1 590 000	µg/kg TS

Bilaga 10: Andelen mikroplaster efter densitetsseparering (sediment småbåtshamnen)

PE	<5.0	µg/kg TS
PP	<8.0	µg/kg TS
PS	<2.0	µg/kg TS
ABS	<4.0	µg/kg TS
PMMA	<4.0	µg/kg TS
PC	<20.0	µg/kg TS
PVC	<50.0	µg/kg TS
PET	<4.0	µg/kg TS
PA6	<2.0	µg/kg TS
PA 66	<20.0	µg/kg TS
Summa polymerer	0	µg/kg TS
		µg/kg TS
Polybutadien	<20.0	µg/kg TS
Polyisopropen	<20.0	µg/kg TS
Styren-butandiengummi	<5.0	µg/kg TS

Bilaga 11: Andelen föroreningar efter densitetsseparering (sediment Gårda)

TS = Torkat sediment

As, arsenik	<0.5	mg/kg TS
-------------	------	----------

Ba, barium	67.5	mg/kg TS
Cd, kadmium	<0.1	mg/kg TS
Co, kobolt	7.78	mg/kg TS
Cr, krom	14.1	mg/kg TS
Cu, koppar	48.1	mg/kg TS
Hg, kvicksilver	1.84	mg/kg TS
Ni, nickel	10.1	mg/kg TS
Pb, bly	8.24	mg/kg TS
V, vanadin	25.5	mg/kg TS
Zn, zink	181	mg/kg TS
Ag, silver	0.0557	mg/kg TS
Mo, molybden	1.66	mg/kg TS
Sb, antimon	5.18	mg/kg TS
Sn, tenn	7.13	mg/kg TS
alifater >C5-C8	<10.0	mg/kg TS
alifater >C8-C10	<10.0	mg/kg TS
alifater >C10-C12	<20	mg/kg TS
alifater >C12-C16	28	mg/kg TS
alifater >C5-C16	28	mg/kg TS
alifater >C16-C35	1570	mg/kg TS
aromater >C8-C10	<0.480	mg/kg TS
aromater >C10-C16	0.092	mg/kg TS
metylpyrener/metylfluorantener	<1.0	mg/kg TS
metylkryser/metylbens(a)antracener	<1.0	mg/kg TS
aromater >C16-C35	<1.0	mg/kg TS
bensen	<0.015	mg/kg TS
toluen	0.071	mg/kg TS
etylbensen	<0.050	mg/kg TS
summa xylener	<0.050	mg/kg TS
summa TEX	0.07	mg/kg TS
naftalen	0.033	mg/kg TS

acenaftylen	0.013	mg/kg TS
acenaften	0.012	mg/kg TS
fluoren	0.03	mg/kg TS
fenantren	0.288	mg/kg TS
antracen	0.0329	mg/kg TS
fluoranten	0.434	mg/kg TS
pyren	0.757	mg/kg TS
bens(a)antracen	0.126	mg/kg TS
krysen	0.226	mg/kg TS
bens(b)fluoranten	0.275	mg/kg TS
bens(k)fluoranten	0.072	mg/kg TS
bens(a)pyren	0.206	mg/kg TS
Indeno(123cd)pyren	0.126	mg/kg TS
dibens(a,h)antracen	0.079	mg/kg TS
bens(g,h,i)perylene	0.32	mg/kg TS
summa PAH 16	3.03	mg/kg TS
Summa PAH 11	2.86	mg/kg TS
summa cancerogena PAH	1.11	mg/kg TS
summa övriga PAH	1.92	mg/kg TS
summa PAH L	0.058	mg/kg TS
summa PAH M	1.54	mg/kg TS
summa PAH H	1.43	mg/kg TS

Bilaga 12: Andelen föroreningar efter densitetsseparering (sediment småbåtshamnen)

TS = Torkat sediment

As, arsenik	3.6	mg/kg TS
Ba, barium	183	mg/kg TS
Cd, kadmium	0.368	mg/kg TS
Co, kobolt	2.54	mg/kg TS

Cr, krom	24.8	mg/kg TS
Cu, koppar	6720	mg/kg TS
Hg, kvicksilver	4.12	mg/kg TS
Ni, nickel	11.8	mg/kg TS
Pb, bly	40.9	mg/kg TS
V, vanadin	12.5	mg/kg TS
Zn, zink	4990	mg/kg TS
Ag, silver	0.306	mg/kg TS
Mo, molybden	13.7	mg/kg TS
Sb, antimon	0.624	mg/kg TS
Sn, tenn	49.4	mg/kg TS
TBT, tributyltenn		µg/kg TS
DBT, dibutyltenn		µg/kg TS
MBT, monobutyltenn		µg/kg TS