

Trelleborgs kommun

## **Tång och alger som en naturresurs och förnyelsebar energikälla**

### **Rapport Steg 1**



Malmö 2007-08-15  
Detox AB

Upprättad av:

Granskad av:

Åsa Davidsson

Liisa Fransson

Uppdragsnummer: 1269

## Kontakt

Uppdragsgivare:  
Miljöförvaltningen  
231 83 Trelleborg

Kontaktperson:  
Mattias Müller  
Tel: 0410-73 32 69

Fax: 0410-155 65

E-mail: [mattias.muller@trelleborg.se](mailto:mattias.muller@trelleborg.se)

Uppdragstagare:  
Detox AB  
Arlösvägen 12  
211 24 Malmö  
Organisations nr: 556651-3866  
Tel: 040-18 35 20  
Fax: 040-18 35 92

Projektsamordnare:  
Liisa Fransson  
Tel: 0768-549914  
E-mail: [liisa.fransson@detox.se](mailto:liisa.fransson@detox.se)

Ombud och sakkunnig miljö:  
Mikael Karlsson  
Tel: 040-18 35 20  
Mobil: 070-241 61 06  
E-mail: [mikael.karlsson@detox.se](mailto:mikael.karlsson@detox.se)

## Sammanfattning

Tång och alger som ansamlas på stränder och längs våra kuster utgör en miljöolägenhet. Växtmaterialet hindrar nyttjandet av kustlinjen som badstrand och avger successivt belastande lukter i omgivningen. Den ökade kvävebelastningen i havet har medfört en kraftigt ökad tillväxt av vissa arter av alger. Detta hotar den biologiska mångfalden då viktiga uppväxtmiljöer försvinner såväl för fisk som för fåglar. Ansamling av tång och alger är således ett flerfacetterat problem. Tång och alger tar upp tungmetaller, framför allt kadmium. Detta innebär att försiktighetsmått måste vidtagas när växtmaterialet avlägsnas från kusten för att inte bidra till en ökad belastning av kadmium i naturen

På uppdrag av Trelleborgs Kommun har Detox tagit fram ett utvecklingsprojekt som innebär en satsning på ny miljöteknik för hantering av tång/alger från stränder och kustnära vatten. Hanteringen omfattar ett helhetskoncept med förbehandling, rening och produktion av biogas genom rötning. Sortering och rening görs för att möjliggöra rötningen och för att få en hög kvalitet på restprodukten. Produktion av biogas genom rötning görs genom att bryta ned det organiska materialet i en syrefri (anaerob) miljö. Restprodukten skall kunna återanvändas för jordförbättring eller gödning. Som ett inledande Steg 1 i projektet har en kartläggning av förutsättningar i uppdraget gjorts för att skapa ett underlag för att värdera tekniska, miljömässiga och ekonomiska parametrar i uppdraget. Framförallt har detta steg innefattat karakteriseringar av tång och alger och studier av relevanta tekniska lösningar för konceptet.

Ett materials lämplighet för att rötas till biogas kan initialt bedömas utifrån dess innehåll av organiskt material, näringsämnen och hämmande ämnen. Resultaten från analyser av tång/alger från Trelleborgs stränder visar att det organiska innehållet är betydande, men att provernas innehåll av oorganiskt material, i första hand sand, är stort. Analysresultaten visar på en kol/kvävekvot runt 10-14, dvs kolinnehållet är något lägre än vad som är optimalt. Metallhalter som visat sig hämma rötningens processen i andra studier jämfördes med de analyserade algproverna från Trelleborg. Resultatet visar att kadmiumhalten inte bör hämma metanproduktionen och att detsamma gäller för koppar- och zinkinnehållet. Natrium och kloridhalterna i proverna är på gränsen till hämmande om man jämför med tidigare studier, även om vissa studier pekar på att salt inte inverkat negativt på rötning av alger.

En jämförelse av metallinnehållet i de prover som analyserats med gränsvärdena för tillförsel till åkermark visar att halterna av samtliga metaller utom kadmium ligger långt under gränsvärdena. För att restprodukten skall kunna bli användbar som jordförbättring eller gödning måste kadmium avlägsnas effektivt. Kadmium utgör ett allvarligt hot i jordbruksmark då det lätt tas upp och ackumuleras i växter och är växttillgänglig under relativt lång tid efter utsläpp till marken. Kadmium har hög toxicitet för djur och människa. Ytterligare studier av potentialen för näringsåterförsel bör göras i samband med framtida rötförsök.

En biologisk karakterisering av tång/algprover från stränderna i Trelleborg visar att variationen är liten geografiskt sett. Alla proverna dominerades av den fintrådiga rödalgen *Polysiphonia fucooides* (fjäderslick), med en rad andra fintrådiga alger som förekommande.

Årligen uppsamlas det runt 2000 m<sup>3</sup> alger och tång på de allmänna badstränderna i Trelleborg. Vid en uppsamling längs hela Trelleborgs kustremsa skulle uppskattningsvis ca 10 000 m<sup>3</sup> alger kunna utnyttjas för biogasproduktion per år. Eventuellt skulle större mängder kunna samlas upp med annan uppsamlingsteknik. En studie av olika uppsamlingsteknik bör göras som ett separat projekt i anslutning till detta projekt.

En mycket grov uppskattning av den potentiella årliga metanproduktionen från tång/alger har gjorts baserat på litteraturvärden på metanutbytet för alger. Grovt uppskattat med en lågt antagen metanproduktion (200 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/ton organiskt innehåll) skulle biogas motsvarande 1,3-1,4 GWh/år kunna produceras från tång/alger i Trelleborg. Laborativa försök med syfte att bestämma metanpotential i tång/alger från Trelleborg med anpassad teknik kommer att göras i fortsättningen av projektet.

Genomgången av befintlig teknik visar att det finns ett antal beprövade reningsmetoder för kadmium, vilka skulle kunna appliceras på tång/alger före eller efter rötning. Reningen kräver först en upplösning av kadmium i vattenfasen och därefter en avskiljning av kadmiumjonerna. För att ytterligare undersöka vilka tekniker som är passande i konceptet krävs laborieförsök.

Valet av rötningsteknik för att röta tång/alger är beroende av flera faktorer. Baserat på de erfarenheter som finns i dagsläget (analyser av tång/alger i Trelleborg, erfarenheter från andra studier av liknande material mm) har en genomgång av olika processparametrar vid rötning av tång/alger gjorts. Ytterligare studier och verifiering av tekniken kommer att göras i laborieförsök i fortsättningen av projektet.

Kartläggningen inom Steg 1 i projektet visar på att rening och rötning av tång/alger har en god potential. Det finns tekniker för rening och tekniker för rötning som bör kunna kombineras med gott resultat på detta material. Det finns resultat från andra studier som visat på att tång, alger och liknande material kan rötas.

## **Förkortningar**

VS    Glödförlust (mått på organiskt innehåll)

TS    Torrsubstans

COD   Kemisk syreförbrukning

## Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>8</b>
1.1	Bakgrund	8
1.2	Tillvägagångssätt och syfte	9
1.2.1	Steg 1 – Kartläggning, mål och teknikval	9
1.2.2	Kommande Steg 2 – Teknikanpassning och budgetförslag	9
<b>2</b>	<b>Karakterisering av tång/alger</b>	<b>10</b>
2.1	Kemiska analyser	10
2.1.1	Rötningskarakterisering	11
2.1.2	Karakterisering för näringsåterförsel	12
2.1.3	Biologisk karakterisering	13
2.1.4	Mängder	14
2.1.5	Eventuella alternativ för omhändertagande	14
<b>3</b>	<b>Reningstekniker för tungmetaller</b>	<b>16</b>
3.1	Rening i samband med rötning	16
3.2	Metoder för att lösa ut metaller i vattenfas	17
3.2.1	Extraktion med sur lösning	18
3.2.2	Extraktion genom komplexbildning	18
3.2.3	Extraktion med superkritisk vätska	18
3.2.4	Mikrobiell metallupplösning	19
3.3	Metoder för att separera tungmetaller i vattenlösningar	19
3.3.1	Kemisk fällning	19
3.3.2	Jonbyte	20
3.3.3	Membranfiltrering	20
3.3.4	Elektrokemisk behandling	21
3.3.5	Adsorption	22
3.4	Rening av kadmium i tång/alger	22
<b>4</b>	<b>Rötningstekniker</b>	<b>24</b>
4.1	Tekniker/processer	24
4.1.1	Vattenhalt i rötammaren	24
4.1.2	Temperatur i rötammaren	24
4.1.3	Omrörning	24
4.1.4	Matningssätt	25
4.1.5	Antal steg	25
4.1.6	Fasuppdelning	25
4.1.7	Bärrmaterial	26
4.2	Rötningstekniker för att producera biogas från tång	26
4.2.1	Förbehandling	27
4.2.2	Gasproduktion och gaspotential	27
<b>5</b>	<b>Myndighet</b>	<b>30</b>
<b>6</b>	<b>Slutsats Steg 1 och planering av Steg 2</b>	<b>31</b>

## Bilagor

- Bilaga 1 Bilder från stränder som provtagits
- Bilaga 2 Biologisk karakterisering

# 1 Inledning

På uppdrag av Miljöförvaltningen, Trelleborgs kommun har Detox AB utfört Steg 1 inom utvecklingsprojektet *Tång och alger som en naturresurs och förnyelsebar energikälla*.

## 1.1 Bakgrund

Det föreligger en miljöolägenhet orsakad av alger och tång som ansamlas på stränder och längs våra kuster i Sverige som så väl internationellt. Algerna luktar illa och utgör ett hinder att nyttja kustlinjen som badstrand. Fintrådiga alger är dessutom en effekt av ökad kvävebelastning i våra hav och ansamling av alger är ett hot mot den biologiska mångfalden i de grunda kustnära vattnen. Genom att avlägsna algerna från strandkanten kan man minska effekten av övergödningen och bidra till att viktiga uppväxtmiljöer såväl för fisk som för fåglar bibehålls. Samtidigt ansamlas tungmetaller och framförallt kadmium i växtmaterialet. Biotillgängligheten för kadmium ökar med avtagande salthalt. Detta innebär att en viss halt av kadmium har större miljöstörande effekt i Östersjön än i till exempel Västerhavet. Tungmetallinnehållet medför att försiktighetsmått måste vidtagas vid hanteringen av tången för att inte bidra till en ökad belastning av kadmium i naturen.

På uppdrag av Trelleborgs Kommun har Detox tagit fram ett utvecklingsprojekt som innebär en satsning på ny miljöteknik för hantering av tång/alger från stränder och kustnära vatten. Hanteringen omfattar ett helhetskoncept med uppsamling, sortering, rening och produktion av biogas genom rötning. Sortering och rening görs för att möjliggöra rötningen och för att få en hög kvalitet på restprodukten. Produktion av biogas genom rötning görs genom att bryta ned det organiska materialet i en syrefri (anaerob) miljö. Restprodukten efter rötning blir en ren, näringsrik och jordliknande produkt som kan återanvändas för jordförbättring eller gödning. Konceptet innebär att alger tas tillvara som en naturresurs för produktion av energi och med utnyttjande av näringsämnen samtidigt som olägenheterna i naturen reduceras.

Produktion av biogas genom rötning görs genom att bryta ned organiskt material i en syrefri (anaerob) miljö. Nedbrytningen görs med hjälp av mikroorganismer som använder det organiska materialet och omvandlar det till biogas i form av metan och koldioxid. Den energirika metangasen kan nyttjas för produktion av värme, el och fordonsbränsle. Förutom biogas fås en restprodukt i form av en rötrest. Denna rötrest innehåller näringsämnen i en mer växttillgänglig form än före rötningen.

Rötprocessen är dock en känslig process som kräver en viss balans mellan organiskt material och näringsämnen samtidigt som halterna av hämmande ämnen är låga. En grundlig karakterisering av algerna krävs därför för att kunna bedöma dess lämplighet för rötning. Eftersom algerna innehåller en del tungmetaller, framförallt kadmium, är det också viktigt att undersöka hur näringsinnehållet kan återföras till lantbruksmark utan att förorena marken



med icke önskvärda föroreningar. En viktig del av projektet är att utveckla teknik för att avlägsna tungmetaller som dels går att förena med den känsliga biogasprocessen och dels fungerar selektivt så att inte önskvärda ämnen som organiskt material och näringsämnen förstörs vid reningen.

## 1.2 Tillvägagångssätt och syfte

### 1.2.1 Steg 1 – Kartläggning, mål och teknikval

Som ett inledande steg har en kartläggning av förutsättningar i uppdraget gjorts. Kartläggningen har genomförts i samråd med beställaren samt myndigheter och syftar till att skapa ett underlag för att värdera tekniska, miljömässiga och ekonomiska parametrar i uppdraget. I det inledande steget har även gjorts en karakterisering av tång och alger samt en studie av relevanta tekniska lösningar för metoden.

### 1.2.2 Kommande Steg 2 – Teknikanpassning och budgetförslag

Lämpligheten för olika tekniklösningar bedöms objektivt baserat på kunskapen från steg 1 "Kartläggning, mål och teknikval". De processlösningar som väljs verifieras i laboratorieskala där driftsparametrar som doseringar och flöden, reduceringsgrad och behandlingstider samt gasproduktion optimeras. Parametrar som skall studeras är t.ex. uppsamling av tång, förbehandling, reningseffektivitet, styrning av rötprocessen och energiutbyte. En utförlig projektbeskrivning för fortsatta undersökningar utarbetas och förslag till en eventuell pilotanläggning med kostnadsbedömning görs.

## 2 Karakterisering av tång/alger

Prover på tång/alger har samlats in från olika stränder i Trelleborg och har därefter karakteriserats med avseende på kemiskt innehåll för bedömning av rötningspotential och potential för näringsåterförsel av materialet. Proverna har dessutom karakteriserats med avseende på biologisk artsammansättning och en bedömning av mängden tång/alger har gjorts.

### 2.1 Kemiska analyser

Prover från sex olika stränder (se bilder i Bilaga 1) har analyserats med avseende på framförallt tungmetallinnehåll, makro- och mikronäringsämnen samt en del övriga parametrar. Resultaten från analyserna finns i Tabell 1.

Tabell 1. Innehåll av mikronäringsämnen, makronäringsämnen, metaller mm i algprover från olika stränder i Trelleborg juni 2007.

ÄMNE	Provtagnings- plats	Skåre	Östra stranden	Dala- badet	Gislövs strandmark	Smyge (Äspö)	Smyge (Fyren)
TS	%	11,5	16,6	16,4	10	8,8	9,7
Al	mg/kg TS	819	517	910	1740	464	1250
As	mg/kg TS	6,04	1,29	1,72	3,81	4,05	6,21
B	mg/kg TS	372	163	76,5	189	273	227
Ba	mg/kg TS	36,3	9,43	13,3	15,9	23	40
Ca	mg/kg TS	20900	5040	6060	16400	46600	12800
Cd	mg/kg TS	1,1	0,563	0,525	1,28	1,45	1,71
Co	mg/kg TS	0,964	0,563	0,646	1,07	0,657	0,985
Cr	mg/kg TS	1,78	1,19	1,68	3,73	1,08	2,61
Cu	mg/kg TS	9,02	5,47	4,95	9,97	7,77	10,7
Fe	mg/kg TS	1900	1500	1650	3890	1300	2810
Hg	mg/kg TS	0,0273	0,0287	0,0208	0,0506	0,0451	0,0442
K	mg/kg TS	12100	2430	3660	14600	23100	24900
Mg	mg/kg TS	9850	3180	2230	7300	10800	9750
Mn	mg/kg TS	62,2	16,9	33,1	63,6	70,5	36,2
Mo	mg/kg TS	1,15	0,375	0,28	0,548	0,663	0,914
Na	mg/kg TS	30700	8870	5410	20400	27500	35200
Ni	mg/kg TS	9,05	3,61	3,8	7,8	5,99	8,17
P	mg/kg TS	3540	884	1230	2930	3130	3210
Pb	mg/kg TS	3,36	2,48	3,04	6,3	2,25	5,2
Si	mg/kg TS	179	96,8	106	235	337	536
Ti	mg/kg TS	23,2	18	26,3	42,9	13,7	30,8
V	mg/kg TS	2,55	1,69	2,32	4,27	1,65	3,92
Zn	mg/kg TS	92,5	50,2	36,4	73,4	84,2	108
Cl	mg/kg TS	25850	14810	10180	10230	18360	38940
C	% TS	28,5	12,9	16,1	29,6	34,4	33,6
H	% TS	3,9	1,7	2,2	4,2	4,7	4,7
N	% TS	2,8	1,1	1,6	2,2	2,6	3,1

## 2.1.1 Rötningskaraktisering

Ett materials lämplighet för att röta till biogas kan bedömas initialt utifrån dess innehåll av organiskt material, näringsämnen och hämmande ämnen.

### 2.1.1.1 Organiskt innehåll

En del av de algprover som samlats in har glödgats för att bestämma VS-halten, vilket är det mått på organiskt innehåll som vanligen används. VS-halten uttryckt som % av TS låg runt 55-70%. Dessa resultat visar att det organiska innehållet är betydande, men att provernas innehåll av oorganiskt material, förmodligen mestadels sand, är stort.

### 2.1.1.2 Näringsämnen

Mikroorganismerna som är verksamma vid anaerob nedbrytning, sk. rötning har specifika krav på tillgången på näringsämnen och på balansen mellan olika ämnen. Kolinnehållet i substrat som ska rötas måste vara i balans med kväveinnehållet. Mikroorganismerna som producerar enzymer som behövs vid anaerob nedbrytning behöver kväve, men för mycket kväve kan också hämma processen. Ett optimalt kol:kväve-förhållande bör ligga runt 20-30. Kvävet tas bäst upp om det är i ammoniumform och kol bör ej vara lignifierat. Analysresultaten (Tabell 1) visar på en C/N-kvot runt 10-14, dvs kolinnehållet är lite lägre än vad som är optimalt och det finns risk för ammoniumackumulering i röt-kammaren. Förutom kol och kväve behövs små mängder av vitaminer, S, Fe, Ni, Mg, Ca, Na, Ba, Mo, Se och Co. En del av dessa finns analyserade och redovisas i Tabell 1.

### 2.1.1.3 Svavelinnehåll

Högt svavelinnehåll kan påverka rötningsprocessen. Om substratet som rötas innehåller mycket svavel (i form av sulfatjoner) kan sulfatreducerande bakterier aktiveras. Dessa bakterier konkurrerar med metanogenerna om substrat (Zehnder, 1988). Resultatet av den här konkurrensen leder till att det bildas vätesulfid ( $H_2S$ ) istället för metan. Förutom att det ger minskad metanproduktion är vätesulfid inte önskvärd eftersom det är mycket korrosivt och giftigt.

### 2.1.1.4 Hämmande halter

En hel del ämnen kan hämma den mikrobiologiska aktiviteten vid rötning. Samtidigt som vissa ämnen är hämmande vid hög koncentration kan de dock verka stimulerande vid lägre koncentration. Rapporterade toxicitetsvärden från olika studier finns men kan vara missvisande. Hämningseffekten som fås vid en viss koncentration är nämligen också beroende av omgivningsfaktorer som pH, temperatur, alkalinitet och koncentration av andra ämnen. De mest frekventa hämningsfaktorerna är dock flyktiga fettsyror (VFA), pH, ammonium och svavelväte. Andra hämmande ämnen är salt och miljöfrämmande ämnen. I fallet med tång/alger är det möjligt att innehåll av svavel, salt och tungmetaller kan hämma rötningen. I tabellen nedan finns hämmande tungmetallhalter från en studie av Hickey et al. (1989). En jämförelse av de hämmande halterna i Tabell 2 med de koncentrationer som uppmätts i tångproverna som analyserats (Tabell 1) visar att kadmiumhalten inte bör hämma metanproduktionen och att detsamma gäller för koppar- och zinkinnehållet.

Tabell 2. Mängd av olika tungmetaller (uttryckt som mg per g biomassa) som ger 50% hämning av metanproduktionen (Källa: Hickey et al., 1989)

Tungmetall	mg Me <sup>+</sup> /g VS*
Koppar, Cu <sup>2+</sup>	13,5
Zink, Zn <sup>2+</sup>	65
Kadmium, Cd <sup>2+</sup>	27,5

\*VS – Glödförlust (mått på organiskt innehåll)

Halterna av natrium och klorid är höga enligt uppmätta värden, se Tabell 1 (5,4-35,2 g Na/kg TS resp. 10-39 g Cl/kg TS). Enligt de vetenskapliga studier som hittats i litteraturen bör ej natriumhalten vara hämmande vid rötning, medan kloridhalten kan vara hämmande. Emellertid har liknande kloridhalter vid laboratorierötning av alger och tång inte visat sig hämmande i studier beskrivna i litteraturen (Briand & Morand, 1997; Melin, 2001).

### 2.1.2 Karakterisering för näringsåterförsel

Bedömning av rötrestens potential som gödningsmedel kan göras utifrån analyser av tången (se Tabell 1). Restprodukten efter rötning av alger har god potential att användas som gödning i jordbruket med avseende på näringsinnehåll (N, P, K). Förhållandet N:P:K ligger i medeltal på 1:0,11:0,54 för de orötade algprover som analyserats (Tabell 1). I Tabell 3 finns redovisat några grödors behov av växtnäring som kvoter i förhållande till kväve. Bedömt utifrån algernas innehåll av N, P och K verkar det finnas god potential att nyttja alger som gödselmedel. Ytterligare studier av potentialen för näringsåterförsel bör dock göras i samband med framtida rötförsök.

Halterna av metaller kan begränsa användningen som gödselmedel. De gränsvärden som finns för användning av slam på grönytor och i jordbruk finns nedan i Tabell 4 (SNFS 1998:944; SNFS 1994:2) tillsammans med de av naturvårdsverket föreslagna nya gränsvärdena. En jämförelse av metallinnehållet i de prover som analyserats med gränsvärdena nedan visar att halterna av alla metaller utom kadmium ligger långt under gränsvärdena. Halten kadmium i alg/tångproverna ligger under gränsvärdet (2 mg/kg TS) i alla proverna (1-1,7 mg/kg TS). Emellertid måste beaktas att efter rötning (som minskar mängden TS) kommer kadmiumhalten uttryckt som mg/kg TS i rötammaren att öka och uppskattningsvis hamna omkring eller strax över gränsvärdet. Kadmium i jord är icke önskvärt eftersom kadmiumet förblir växttillgängligt under lång tid efter tillförsel till marken. Kadmium ta lätt upp och ackumuleras i olika grödor, vilket gör att mark/växtsystemet inte fungerar som barriär mot vidaretransport uppåt i näringskedjan (Malgerd mfl, 1998).

Tabell 3. Några gröders behov av växtnäring som kvoter i förhållande till kväve. Tabellen innehåller även en uppgift om näringsinnehåll i avloppsslam. (Från Johansson, 2002)

	N	P	K	S
Spannmål	1	0,16	0,17	0,06
Oljeväxter	1	0,17	1,50	0,36
Sockerbetor	1	0,17	1	0,10
Ärtor	1	0,11	0,28	0,05
Slam	1	1,03	0,10	0,33

Tabell 4. Aktuella och föreslagna nya gränsvärden för metallhalter i avloppsfractioner som tillförs åkermark. Haltgränsvärde i avloppsfractioner, maximal tillförsel per hektar (ha) samt totalhaltgränsvärde i marken. De aktuella gällande gränsvärdena är markerade med fetstil. (SNV rapport 5214)

	Haltgränsvärde i avloppsfractioner (mg/kg TS)	Haltgränsvärde i avloppsfractioner (mg/kg P)	Maximal tillförsel till åkermark (g/ha och år)	Haltgränsvärde i mark (mg/kg TS)
Bly	<b>100</b>	3600	<b>25</b>	<b>40</b>
Kadmium	<b>2, 1,7 (2005)</b>	71,61 (2005)	<b>0,75, 0,55 (2010), 0,45 (2015), 0,35 (2020)</b>	<b>0,4</b>
Koppar	<b>600</b>	21000	<b>300<sup>1</sup></b>	<b>40</b>
Krom	<b>100</b>	3600	<b>40</b>	<b>60</b>
Kvicksilver	<b>2,5, 1,8 (2005)</b>	89,64 (2005)	<b>1,5, 1 (2005)</b>	<b>0,3</b>
Nickel	<b>50</b>	1800	<b>25</b>	<b>30</b>
Silver	15 (2005)	540 (2005)	8 (2005)	–
Tenn	35 (2005)	1200	–	–
Zink	<b>800</b>	29000	<b>600</b>	<b>100</b>

1. I jordar med kopparhalt mindre än 7 mg/kg TS föreslås tillåtas högst 600 g/ha och år.

En annan begränsning i användandet av rötresten som gödselmedel är algernas innehåll av salt. Vissa grödor har låg salttolerans (t.ex. fruktträd, jordgubbar, gröna bönor, alsike- och rödklöver), och kan därför ha svårt att tillväxa i salthaltig jord. Grödor med hög salttolerans (t.ex. spenat, grönkål, vitkål, raps, korn och sockerbetor) och grödor med medelhög salttolerans (t.ex. tomat, broccoli, sallad, morot, lök, råg, vete och havre) bör i första hand vara intressanta att odla i jord som gödslats med rötrest från alger.

### 2.1.3 Biologisk karakterisering

Som en del av karakteriseringen gjordes en biologisk karakterisering (Bilaga 3 – Biologisk karakterisering). Prover från fem olika stränder i Trelleborg analyserades med avseende på artsammansättning och geografisk variation. Proverna insamlades i början av juni 2007. Resultaten visar att variationen är

liten geografiskt sätt. Alla proverna dominerades av den fintrådiga rödalgen *Polysiphonia fucoides* (fjäderslick), med en rad andra fintrådiga alger som förekommande. Det fanns en del av den lite grövre rödalgen *Furcellaria lumbricalis* (kräkel, gaffeltång), men den var aldrig dominerande.

Fjäderslick, *Polysiphonia fucoides*, är en av de mest förekommande arterna i Östersjön och som ibland orsakar en del problem, bland annat kring Öland. På sensommaren kan stora mängder av dessa alger lossna från botten för att driva i land och bilda ruttnande sjok som färgar vattnet rött och luktar illa. Man har kunnat visa att vattnet kring dessa alger innehåller stora mängder bromfenoler – ämnen som bland annat förekommer i bromerade flamskyddsmedel och som kan vara mycket giftiga. (Andersson, 2007)

## 2.1.4 Mängder

Årligen uppsamlas det runt 2000 m<sup>3</sup> alger och tång på de allmänna badstränderna i Trelleborg (se Tabell nedan). Det finns nio kommunala badstränder i Trelleborg. Dessa utgör ca 17% (ca 5 km) av den totalt 30 km långa kustremsan i kommunen. Stränderna kan delas upp i strand med huvudsakligen sten/grus (ca 13 km) och strand med huvudsakligen sand (ca 17 km) (Fallstudie Trelleborg, 2007). De stränder som rensas från tång består huvudsakligen av sand. I dagsläget samlas årligen ca 2000 m<sup>3</sup> alger upp årligen. Vid en uppsamling längs hela Trelleborgs kustremsa skulle potentiellt ca 10 000 m<sup>3</sup> alger kunna utnyttjas för biogasproduktion per år. Det är möjligt att nuvarande uppsamlingsmetod, där tång/alger samlas upp på stränderna skulle vara svår att applicera på hela kustremsan. För att utnyttja hela potentialen skulle eventuellt krävas annan typ av uppsamlingsteknik, tex. någon form av uppsamling i vattnet. Uppsamling i vattnet skulle även kunna leda till att större mängder kan uppsamlas. En studie av sådan teknik i anslutning till detta projektet bör göras.

Tabell 5. Uppsamlade mängder av alger i Trelleborg under de senaste åren (uppgifter från Fritidsförvaltningen, Trelleborg).

År	Uppsamlad mängd tång (m <sup>3</sup> )
2004	2040
2005	2000
2006	1300

## 2.1.5 Eventuella alternativ för omhändertagande

Andra avfallsbehandlingsalternativ än anaerob behandling i form av rötning av tången för biogasproduktion skulle kunna vara förbränning, deponering eller kompostering. Förbränning är ett möjligt sätt att göra sig av med massorna och samtidigt få en viss energiåtervinning, genom att utnyttja det organiska innehållet. Emellertid går näringsämnen i tången förlorade och

sandinnehållet hamnar i askan. Deponering av tång är inget möjligt alternativ idag eftersom det råder förbud mot deponering av organiskt avfall. Kompostering är en möjlig behandlingsmetod. Emellertid är avsättningen av komposterat material begränsad pga kadmiuminnehållet. Dessutom ger komposteringen, som är en aerob behandlingsmetod, inte den vinst i form av energirik biogas som fås vid anaerob nedbrytning.

### 3 Reningstekniker för tungmetaller

Tungmetaller är den vanligen förekommande benämningen på de metaller som har en densitet över 5 kg/dm<sup>3</sup>. Tungmetaller förekommer naturligt i vår miljö, men har i vissa miljöer ökat betydligt på grund av antropogena utsläpp, dvs en följd av mänsklig aktivitet. En del tungmetaller är livsnödvändiga i mindre koncentrationer (t.ex. Zn, Cu, Cr och Mn), medan andra är giftiga och miljöfarliga (t.ex. Cd, Pb och Hg). I höga koncentrationer är alla tungmetaller miljöstörande. Tungmetallerna kan aldrig brytas ned utan ackumuleras i kretsloppet. Tungmetallernas rörlighet i mark ökar vid lågt pH. Ett lågt innehåll av organiskt material och låg lerhalt i jorden ökar också rörligheten. Mest lättrörlig är kadmium, medan Cu, Zn och Ni bara är lättrörliga och Pb, Cr och Hg är bland de mest immobiliserade metallerna.

Enligt analysresultaten finns det hög halt av kadmium i algerna som undersökts (se Tabell 1). Kadmiumhalten är generellt högre än de gränsvärden som finns för återvinning av näringsämnen på jordbruksmark. En viss reduktion av kadmium är alltså nödvändig för att kunna använda rötresten på ett bra sätt. Dessutom har kadmium (Cd) hög toxicitet för djur och människa och är mycket lättrörlig i mark. Kadmium tas lätt upp och ackumuleras i växter och är dessutom växttillgänglig under relativt lång tid efter utsläpp till marken (Malgeryd mfl. 1998). Hos människan ansamlas kadmium i njurarna och kan leda till skador på dessa. Dessutom ökar kadmium risken för prostatacancer. Största delen av kadmium som icke-rökare får i sig härrör från födan. I genomsnitt innehåller svenskens njure 30-40 µg Cd/g vilket inte är så långt ifrån den kritiska gränsen för njurskador som anses vara 50-70 µg Cd/g (Ottosson, 1997). Det är således av stor vikt att avlägsna kadmium från miljön.

#### 3.1 Rening i samband med rötning

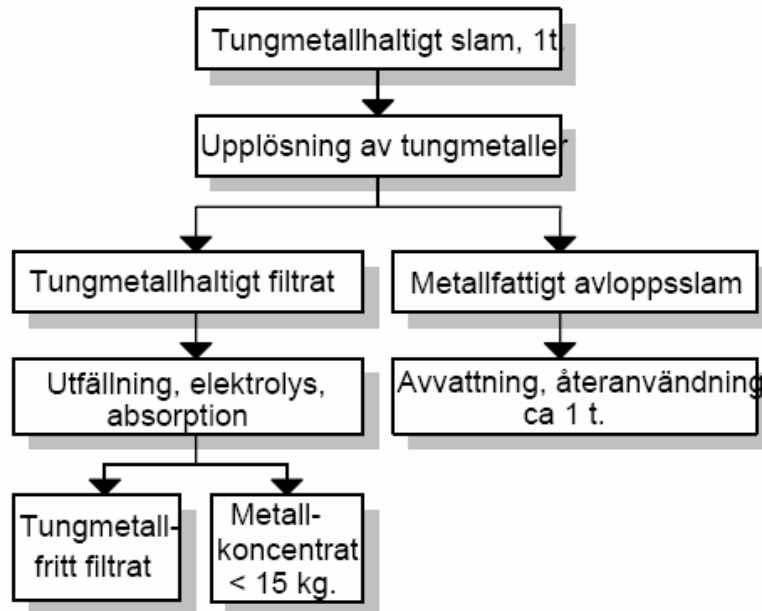
Reningen av tungmetaller måste vara selektiv såtillvida att näringsämnen måste bibehållas om man vill kunna använda rötresten som näring. Likaså, om reningen utförs före rötningen är det viktigt att inte näringsämnen, som mikroorganismerna behöver, tas bort från lösningen. Om reningen utförs före rötningen måste man även säkerställa att lösningen inte tillförs ämnen som inhiberar den mikrobiella processen.

Denna sammanställning av tekniker bygger framförallt på erfarenheter från rening av tungmetaller i avloppsslam, avloppsvatten (industriellt eller kommunalt), dagvatten, lakvatten och aska.

Avloppsslam innehåller tungmetaller som ursprungligen härstammar från utsläpp från industrier, hushåll och handel samt från dagvatten och vattenledningar. Reningen av tungmetaller i slammet kan göras genom att först lösa upp utfällda metaller och därefter separera de lösta metallerna från det fasta slammet. Upplösningen kan göras genom surgörning eller komplexbildning. För att få en mer koncentrerad mängd av det metallhaltiga filtratet kan det behandlas med olika metoder som fällning, elektrolys eller adsorption så att en fraktion med låg metallhalt erhålles och ett



metallkoncentrat, som sedan vidarebehandlas eller deponeras på ett kontrollerat sätt, erhålles. (Levlin mfl. 1996)



Figur 1. Teknik för att avlägsna tungmetaller från avloppsslam (Levlin mfl., 1996)

När det gäller rening av tungmetaller i alger/tång som har eller skall rötas är det sannolikt enklast att genomföra reningen när tungmetallerna finns i vätskefasen. I en enstegsprocess ligger pH normalt kring 7 och då är lösligheten av metaller låg. Vid en två-stegs rötning med olika pH kommer däremot metallernas löslighet att påverkas. Vid en uppdelning i hydrolys/syrabildning i första steget och metanbildning i efterföljande steg kommer en del metaller från biomassan att gå i lösning i det första steget där pH sjunker och transporteras med vätskefasen till metansteget där pH stiger, vilket ger en ackumulering av metaller.

### 3.2 Metoder för att lösa ut metaller i vattenfas

Det finns flera sätt att ytterligare föra över metaller till vätskefasen, t.ex:

- Extraktion med vatten
- Extraktion med sur lösning – tungmetallers löslighet ökar generellt med minskande pH.
- Extraktion med basisk lösning
- Extraktion genom bildning av metallkomplex - föreningar som bildar lösliga komplex med metaller används, t.ex. EDTA
- Extraktion med superkritisk vätska
- Mikrobiell metallupplösning

De metoder som bedömts som mest intressanta för att lösa ut metaller och framförallt kadmium i alger eller rötrest från algrötning beskrivs mer detaljerat i kapitel 3.1.1-3.1.4. När metallerna lösts ut i vattenfasen krävs separationsmetoder för att avskilja dem, se kapitel 3.3.. Det metallrika koncentratet måste sedan tas om hand på ett kontrollerat sätt.

### **3.2.1 Extraktion med sur lösning**

Eftersom lösligheten för metaller ökar vid lågt pH kan metallupplösning göras genom att tillföra syra. Kadmium går i lösning vid pH 4.2 om aeroba förhållanden råder. Vid anaeroba förhållanden binds tungmetaller som kadmium, koppar, nickel, bly och zink till slammet i form av sulfider. Möjliga syror att använda för surgörningen är saltsyra (HCl), salpetersyra (HNO<sub>3</sub>), svavelsyra (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) eller organiska syror.

En sur lakvätska kan även åstadkommas av vissa bakterietyper, t ex svaveloxiderande bakterier (Thiobacillus-stammar). Detta kan användas för att laka ut metaller. En metod som använts för att laka ut metaller ur aska består av flera steg (Mercier mfl, 1999). Efter en inledande tvätt med en alkalisk vattenfas för att avlägsna bly, surgörs slurryn till pH 4 med svavelsyra. Därefter tillsätts bakteriekulturen och järnklorid. Efter ett antal tvättar och vätskeavskiljningar görs en tillsats av kalciumfosfat och pH höjs innan den slutliga filtreringen görs.

### **3.2.2 Extraktion genom komplexbildning**

Det finns ett stort antal föreningar som bildar lösliga komplex med metalljoner. Vanliga komplexbildare är kloridjon och etylendiamintetraättisyra (EDTA). Dessa kloridjoner kommer att bilda lösta komplex med metaller i en vattenlösning. Detta har som följd att den kemiska jämvikten förskjuts så att mera av tungmetallerna kan lösas ut än vad lösligheten för de ursprungliga tungmetallföreningarna indikerar. Många av de komplexbildande föreningarna har en egen jämvikt med vattenfasen och denna jämvikt är ofta pH-känslig. Vissa organiska syror fungerar både som syra, d v s åstadkommer ett lågt pH i lösningen, och som komplexbindare. Som exempel kan nämnas EDTA. Förutom dessa vanliga komplexbildare finns det en rad föreningar som är baserade på organiska joner. Det är i princip möjligt att designa en speciell komplexbildare, eller ligand som de också kallas, för att binda en speciell metall. Den jon som ska binda till metalljonen ska ha ett lämpligt antal ställen i sin struktur där bindning till metalljonen kan ske.

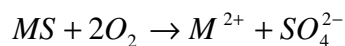
### **3.2.3 Extraktion med superkritisk vätska**

Vid tillräckligt högt tryck och temperatur övergår vätskor och gaser till ett superkritiskt tillstånd som kan betecknas som både gas och vätska samtidigt. Molekylerna är rörliga nästan som i en gas, d v s diffunderar snabbt. Samtidigt är förmågan att lösa ämnen god, som i en vätska. Detta kan utnyttjas i extraktionsprocesser. Extraktionens effektivitet har visats öka med ökande tryck. Lösningsmedlet, som har hög diffusivitet och låg viskositet, måste kombineras med komplexbildare som passar för den metall man vill extrahera. Koldioxid (CO<sub>2</sub>) kan användas som Lösningsmedel och har den fördelen att den lätt kan regenereras samtidigt som miljöstörande Lösningsmedelsrester undviks. För att tungmetaller ska kunna extraheras med CO<sub>2</sub> måste de

föreligga i form av neutrala komplex. Därför använder man organiska ligander för att göra lämpliga metallkomplex. (Bjurström & Steenari, 2003)

### 3.2.4 Mikrobiell metallupplösning

Kostnader för tillsats av syra vid kemisk surgörning för metallupplösning kan minskas genom att använda svaveloxiderande bakterier, Thiobacillus. Bakterierna kan lösa upp metaller genom att oxidera metallsulfider till lösliga sulfater enligt:



Dessa bakterier får nämligen energi av att oxidera svavel till sulfat. De är autotrofa, dvs de kan syntetisera organiskt material ur koldioxid och vatten och de är aeroba, vilket gör att det krävs luftning. Studier har gjorts med tillsats av Thiobacillus till anaeroft avloppsslam som surgjorts till pH 4 (Wong & Henry, 1984). Goda resultat erhöles bla för upplösning av kadmium.

En jämförelse av tungmetallupplösning i avloppsslam med tre olika metoder har gjorts av Blais mfl (1992). Kemisk surgörning med svavelsyra jämfördes med mikrobiell lakning med tillsats av svavel och mikrobiell lakning med tillsats av järnsulfat. Metallupplösningen av kadmium blev störst för mikrobiella metoden med svavel (82%), därefter gav mikrobiella metoden med järnsulfat 74% upplösning och surgörning med svavelsyra 59% upplösning.

## 3.3 Metoder för att separera tungmetaller i vattenlösningar

När tungmetallerna behandlats så att de föreligger i vattenlösningen måste man avskilja dem från lösningen. Det kan bla göras genom kemisk fällning, jonbyte, membranfiltrering, elektrokemisk behandling eller adsorption (Kurniawan et al., 2006).

### 3.3.1 Kemisk fällning

Vid fällning till sätts kemikalier som bildar svårlösliga föreningar med metalljoner. Normalt fälls flera metaller samtidigt i ett eller flera steg. Det vanligaste sättet att fälla ut tungmetaller är som hydroxider genom en pH-justering och tillsats av fällningskemikalie. Exempelvis har  $Ca(OH)_2$  och  $Fe(OH)_3$  visat sig ge hög avskiljning av kadmium (99% resp. 96%) vid optimalt pH 11 (Chareerntanyarak, 1999; Tünay & Kabdasli, 1994). Tungmetaller kan också fällas som karbonater, som sulfider, med komplexbildande polyelektolyter, som karbamater eller som annat organiskt salt. De utfällda föreningarna måste separeras från lösningen, vilket kan underlättad genom att kombinera fällningen med koagulering och flockning. Fällningsmetoden genererar stora slammängder som måste tas om hand på något sätt.

#### 3.3.1.1 Koagulering/flockulering

Genom att tillsätta en koagulant som minskar repulsionskraften mellan partiklar kan kolloidala partiklar koagulera och sedan sedimentera. För att öka

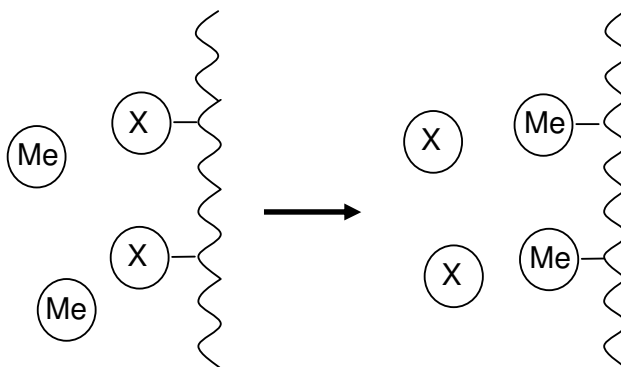
partikelstorleken kan en efterföljande flockulering göras. Tekniken innebär pH-justering och tillsats av järn- eller aluminiumsalter.

### 3.3.1.2 Flotation

Genom flotation kan en separation av partiklar och lösta ämnen göras. Luftbubblor fäster på partiklarna och gör att dessa stiger uppåt och kan sedan avskiljas vid ytan. Det finns olika typer av flotation, men DAF (dissolved air flotation) är den vanligaste för att behandla metallförorenat vatten.

### 3.3.2 Jonbyte

Det centrala i jonbytesprocesserna utgörs av att joner i ett givet medium såsom vatten byts mot joner som bundits till en jonbytarmassa. Metalljoner i lösning kan avskiljas med jonbytare enligt principen i Figur 2. Därefter måste dock jonbytare separeras på något sätt. Mängden jonbytarmassa är dock liten i jämförelse med de slammängder som fås vid kemisk fällning. Den generella strukturen hos jonbytare består av ett nätverk av små kulor klädda med mobila joner för utbyte av de joner som man vill rena exempelvis vatten från. Vissa jonbytare är amfoteriska, vilket innebär att ytladdningen beror på pH hos den lösning jonbytaren befinner sig i. Jonbytarmaterial uppdelas i naturliga och syntetiska material. De s.k. naturliga oorganiska materialen omfattar zeoliter (analcime, chabazite, clinoptiolite och mordenite) samt ler- och micamineraller. Dessa kan också framställas på syntetisk väg. Två selektiva material har testats av Álvarez-Ayuso & García-Sánchez (2003) för avskiljning av kadmium. De testade materialen, Clinoptilite och syntetisk zeolit (NaPl), gav 90% respektive 100% avskiljningsgrad för Cd (II). Tungmetaller kan avskiljas effektivt genom jonbyte vid pH 2-6, beroende på jonbytarens karaktär. Jonbytesmetoden kräver en förbehandling i form av avskiljning av suspenderat material.



Figur 2. Metallavskiljning genom jonbyte i förenklad skiss.

### 3.3.3 Membranfiltrering

Flera olika typer av membranfiltrering kan användas för att avlägsna tungmetaller i vätskor, t.ex. ultrafiltrering, omvänd osmos och nanofiltrering.

Vid ultrafiltrering används ett permeabelt membran för att avskilja tungmetaller, makromolekyler och suspenderat material från en oorganisk vattenlösning. Vid

ultrafiltrering med ett oorganiskt membran ( $\text{ZnAl}_2\text{O}_4\text{-TiO}_2$ ) erhöles en avskiljningsgrad på 93% för Cd(II) (Saffaj et al, 2004)

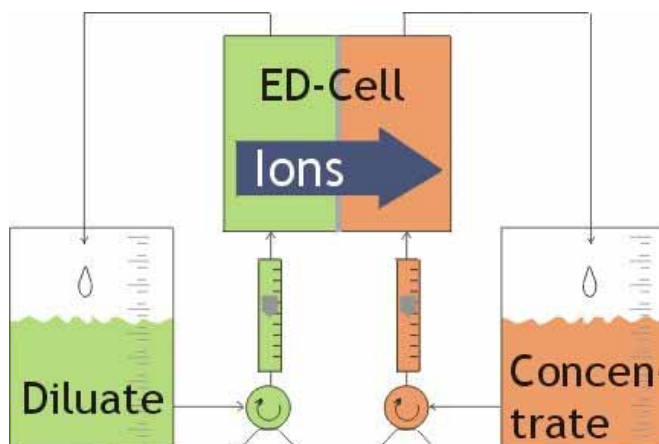
Omvänd osmos är en membranprocess där tryck används för att avskilja vatten från t.ex. tungmetaller. Vattnet passerar genom membranet, medan tungmetallerna hålls kvar. Generellt sätt är omvänd osmos effektivare för att avskilja tungmetaller än vad ultrafiltrering och nanofiltrering är (Kurniawan et al., 2006). Vid omvänd osmos med ett polyamidmembran har en 99%ig reningsgrad erhållits för Cd (II) (Qdais & Moussa, 2004)

Nanofiltrering är ett mellanting mellan ultrafiltrering och omvänd osmos. Separationsmekanismen innefattar siktning och elektrisk effekt. Membranet har en liten pordiameter och yt-laddning. Detta gör att laddade lösta ämnen, som är mindre än membranets porer, avskiljs tillsammans med större neutrala ämnen och salter. Vid nanofiltrering med ett polyamidmembran har en 97%-ig reningsgrad erhållits för Cd (II) vilket kan jämföras med den 99%-iga reningsgraden som omvänd osmos gav (Qdais & Moussa, 2004). Båda metoderna verkar ha hög potential för att avskilja kadmium. Nanofiltrering kräver lägre tryck än omvänd osmos, vilket innebär en lägre behandlingskostnad.

### 3.3.4 Elektrokemisk behandling

Nedan beskrivs tre olika elektrokemiska behandlingssätt: elektrodialys, membranelektrolys och elektrokemisk fällning.

Elektrodialys är en membranseparering med jonbyte. Joner i vattenlösning passerar jonbytesmembranet genom att utnyttja en elektrisk potential. Membranen består av tunna plastark med antingen anjonisk eller katjonisk karaktär. När en lösning som innehåller joner passerar cellutrymmet kommer anjonerna att dras mot anoden och katjonerna mot katoden och därigenom korsar anjons- och katjonsmembranen. Metoden är lämplig vid lägre tungmetallinnehåll (< 20mg/l).



Figur 3. Elektrodialys (figuren har hämtats från [www.wikipedia.org](http://www.wikipedia.org))

Membranelektrolys är en kemisk process som drivs av en elektrisk potential. Metoden kan användas för att avlägsna tungmetaller ur vatten. Elektrisk potential i jonbytarmembranet gör att oxidation (anoden) och reduktion (katoden) sker i elektroderna. Till skillnad från elektrodialys fungerar membranelektrolys både vid låga och höga metallkoncentrationer. Metoden fordrar dock hög energiåtgång.

Elektrokemisk fällning är en modifiering av konventionell kemisk fällning där elektrisk potential utnyttjas för att maximera reningsgraden. Metoden kan utnyttjas vid väldigt höga metallkoncentrationer

### 3.3.5 Adsorption

Adsorption är en masstransportprocess genom vilken en substans överförs från vätskefasen till ytan på ett fast material där den binds fysikaliskt eller kemiskt. Aktivt kol är ett material som kan adsorblera tungmetaller genom att det har en stor yta, hög adsorptionskapacitet och hög ytreaktivitet. Även andra material som är billigare (t.ex. restprodukter från industrin, naturliga material eller material som framställs av lantbruket) kan vara väl fungerande adsorbenter. Adsorbenter för föroreningsreduktion kan delas in på olika sätt beroende på t.ex. deras innehåll av olika ämnen eller deras ursprung. Följande lista har hämtats från Färm (2003):

Naturliga material

- rostjord, opoka (kalciumsilikat), kalk, zeolit, torv, barkflis, lignin, lera

Tillverkade material

- LECA och andra LWA (Light Weight Aggregate)-produkter
- järnoxidtäckt sand
- aktivt kol (som visat sig vara en effektiv kadmiumsorbent)

Industriella restprodukter

- masugnsslagg

I kolonnförsök där rening av dagvatten utfördes med olika sorbenter (naturlig opoka, bränd opoka och zeolit i olika blandningar) erhöles hög avskiljning av Cd (99% avskiljningseffektivitet) vid låg hydraulisk belastning. Vid höjning av belastningen sjönk reningsgraden mer markant för Cd än för andra metaller. Förklaringen till detta antogs bero på att kolonnen snabbare blev mättad med kadmium. (Färm, 2003)

Adsorption till hydroxylgrupper hos ytaktiva filtermaterial (slagg och järnoxidsand) har i en studie på Sveriges lantbruksuniversitet visat sig ge bra avskiljning av kadmium i lakvatten.

## 3.4 Rening av kadmium i tång/alger

Genomgången av befintlig teknik visar att det finns ett flertal beprövade reningsmetoder för kadmium, vilka skulle kunna appliceras på tång/alger före eller efter rötning. Vid valet av reningsteknik är den önskade reningsgraden en viktig parameter. Det är också viktigt att tekniken är hållbar ekonomiskt och miljömässigt, dvs inte kräver stor kemikalieåtgång eller hög energiåtgång.

Konceptet med att omhänderta ett avfall för energiproduktion och näringsåtervinning rimmar illa med vissa reningstekniker som medför att mycket avfall genereras. Mängden kadmiumkontaminerat avfall som slutligen deponeras måste dessutom begränsas för att tekniken skall bli ekonomiskt bärkraftigt. Metoder som ger stora mängder restprodukter som ej kan avsättas på lämpligt sätt bör således undvikas. Tekniken måste vidare vara selektiv så att näringsämnen som kan nyttjas vid rötningen inte avlägsnas i onödan. Dessutom måste den fungera väl tillsammans med rötningstekniken, så att inte biogasutbytet vid rötningsprocessen försämras.

Således måste flera krav uppfyllas för att helhetskonceptet skall bli ekonomisk och miljömässigt bärkraftigt. Lämpligheten av olika reningstekniker och labtester på hur de passar ihop med rötningen kommer att diskuteras och testas mer utförligt i steg 2.

## 4 Rötningstekniker

### 4.1 Tekniker/processer

Det förekommer många olika processer för reaktorbaserad rötning. I huvudsak är det följande parametrar som skiljer olika tekniker åt: vattenhalt, temperatur, omrörning, matning, steg- och fasuppdelning och bärarmaterial.

#### 4.1.1 Vattenhalt i rötkammaren

Det finns tre olika typer av processer med avseende på vattenhalt i rötkammaren: torra processer, våta processer och halvtorra processer.

Torra processer: substrat med torrsubstanshalt över 25% tillförs utan vattentillsats. Framförallt är torra processer förekommande i Mellaneuropa (Tyskland, Schweiz, Holland och Belgien), vid rötning av hushållsavfall med stora inslag av trädgårdsavfall som strukturmaterial. Rötresten används framförallt som jordförbättringsmedel och efterbehandlas ibland genom kompostering.

Våta processer: eventuella torra substrat blandas med våta substrat eller vatten för att hålla torrsubstanshalten under 10%. Slamrötkammare på kommunala reningsverk körs med våt process.

Halvtorra processer: substrat och eventuellt vatten blandas för att uppnå en torrsubstanshalt in till rötkammaren mellan 10-25%. Endast ett fåtal anläggningar finns.

#### 4.1.2 Temperatur i rötkammaren

Det finns olika grupper av mikroorganismer som kan omvandla organiskt material till metangas. Dessa grupper har olika temperaturoptimum och i en kontrollerad process brukar man eftersträva att hålla temperaturen vid något av dessa temperaturoptimum.

Psykrofil rötning (< 20°C): Långsam nedbrytning, kräver lång uppehållstid och därmed stora volymer. Ej vanlig kommersiellt.

Mesofil rötning (~35°C): Vanligast vid slamrötning, anses stabil.

Termofil rötning (~55°C): Högre nedbrytningshastighet än mesofil rötning. Anses mindre stabil och är känsligare vid kväverika substrat.

Hypertermofil (>70°C). Hög energiåtgång. Ej vanlig kommersiellt.

#### 4.1.3 Omrörning

Beroende på karaktären hos det material som rötas kan olika omrörningsprinciper tillämpas. Vanligtvis brukar processerna indelas i totalomrörd process och pluggflödesprocess.



Totalomrörd process är den vanligast förekommande. Omrörningen av materialet görs till exempel genom att använda propelleromrörare, recirkulera rötat material eller genom att återföra trycksatt biogas.

Pluggflöde används framförallt vid torr process, t.ex. rötning av hushållsavfall och trädgårdsavfall.

#### **4.1.4 Matningssätt**

Rötkammaren kan matas på olika sätt. Vid en satsvis rötning är allt material lika utrötat, dvs har haft lika lång uppehållstid. Vid en kontinuerlig matning blir uppehållstiden ett medelvärde för allt material som matats in i rötkammaren och teoretiskt sätt kan en del material passera rötkammaren på väldigt kort tid. Vanligast är någon form av semi-kontinuerlig matning, vilket medför att allt material nedbrutits till viss del innan det tas ut.

Satsvis: Rötkammaren fylls med en hel sats som tas ut vid avslutad behandling, ca 10-40 dygn

Semi-kontinuerlig: Matning av delmängd till/från rötkammaren till exempel 1 gång/timme, 1 gång/dygn etc.

Kontinuerlig: Matning till/från rötkammaren sker kontinuerligt.

#### **4.1.5 Antal steg**

Rötprocessen kan delas in i olika steg. Det finns olika processer från enkel rötning i ett steg till något mer avancerade två-stegsprocesser och ytterligare komplicerade flerstegsprocesser.

Enstegsprocessen är klart vanligast för slamrötning. Den är enkel så tillvida att den innebär en enkel styrning och kräver endast en tank.

Flerstegsprocesser med uppdelning i vanligtvis två steg och ibland även tre steg som kräver flera tankar anses kunna förbättra rötprocessen. Genom uppdelningen kan förhållandena för de olika mikroorganismerna optimeras. Metanogenerna (metanbildare) och acetogenerna (ättiksyrabildare) har andra krav på pH (optimalt runt pH 7) än vad till exempel acidogener (syrabildare) har (optimalt runt pH 6). Optimerade förhållanden kan ge ökad nedbrytning, och en mer effektiv process vilket leder till kortare uppehållstider och minskade volymer. Flerstegsprocesser kräver oftast mer komplicerad styrning och större kunskaper hos driftspersonalen.

#### **4.1.6 Fasuppdelning**

Rötprocesserna karaktäriseras ibland av en eventuell fasuppdelning även om rötning i enfas är absolut mest förekommande. Flerfasprocesser går ut på att separera vätskan från det fasta materialet någon gång under processen och på så sätt spara reaktorvolym. T.ex. kan det vara intressant att hydrolysera hela fraktionen (för att få organiskt material i lösning), men att sedan avskilja fasta ämnen och endast låta vätskan gå igenom de sista stegen i den anaeroba nedbrytningen.

#### 4.1.7 Bärarmaterial

Bärarmaterial förekommer främst vid anaerob rening av avloppsvatten. Vid rötning av fastare ämnen som slam, avfall, etc. används vanligtvis ej bärarmaterial.

#### 4.2 Rötningstekniker för att producera biogas från tång

Valet av rötningsteknik för att röta tång/alger är beroende av många faktorer som t.ex. val av reningsteknik, om samrötning med annat avfall/slam behöver göras för att få en bättre C/N-kvot etc. Baserat på de erfarenheter som finns i dagsläget (analyser av tång/alger i Trelleborg, erfarenheter från andra studier av liknande material mm) görs nedan en genomgång av olika processparametrar vid rötning av tång/alger. Ytterligare studier och verifiering av tekniken bör dock göras i laboratorieförsök i fortsättningen av projektet.

Vid valet av torr eller våt process är framförallt TS-halt i tången och TS-halt i eventuellt annat substrat av stor vikt. Data från olika analyser av tång/alger har samlats i Tabell 6. Resultaten tyder på att en helt torr process är orimlig eftersom TS<20%. Eventuellt kommer förbehandlingen kräva tillsats av vatten och då motiverar även detta en våt process.

Tabell 6. Uppmätta TS-halter i tång. Data från litteratur och analyser utförda inom projektet.

Studie	Typ av tång	TS-halt	VS (% av TS)
Briand & Morand, 1997	Obehandlad Ulva sp.	16%	65-83%
Ascue & Nordberg, 1998	Grönalger omalda	16%	75%
Linné mfl, 2003	Tång från stränder	21%	Ingen uppgift
Analyser av tång i Trelleborg 2006-07	Tång från strandrensning	20%	63,5%
Analyser av tång i Trelleborg 2007-06	Strandprover, olika fraktioner (våt-torr)	5-50%	60-70%
Analyser av tång i Trelleborg 2007-06	Prov från vattenkanten	9-17%	60-70%

Rötning av alger som enda substrat vid olika temperaturer (psykrofil, mesofil och termofil) har undersökts i en studie av Briand & Morand, 1997. Bästa

resultat vid rötningen erhöles vid mesofil temperatur runt 35°C. Detta tyder på att det är lämpligt att välja en mesofil rötningssprocess.

Valet av omrörning är beroende av val av torrhalt. Eftersom algernas torrsubstanshalt gör att en våt process är lämpligast, blir det också mest lämpligt att välja en totalomrörd process. I en laborierstudie som beskrivs av Ascue & Nordberg (1998) visade det sig att omrörningstekniken inte påverkade metanutbytet. Däremot kan omrörningsteknik vara av betydelse i fullskala eftersom det i försöken i studien bildades ett svämtäcke vid propelleromrörning.

Val av inmatningsfrekvens blir beroende av tillgång på alger och möjlighet att lagra alger innan behandling. I princip bör inmatningen kunna göras både satsvist och kontinuerligt. De studier som finns beskrivna i litteraturen innefattar både satsvisa och kontinuerliga studier.

Antal steg som är lämplig för den anaeroba nedbrytningen är beroende av val av rening. En reningsmetod som bygger på att få kadmium i lösning genom att surgöra materialet kan även gynna rötningen genom att man får en förhydrolys, dvs fast organiskt material löses upp och blir mer tillgängligt för mikroorganismerna. Eftersom växtmaterial (som alger) ofta innehåller en del vedartat organiskt material, som bryts ned långsamt vid rötning, kan det vara lämpligt att göra en hydrolys i ett separat steg. På så sätt kan man optimera förhållanden för hydrolyserande bakterier utan att störa miljön för metanogenerna som har andra krav på pH och uppehållstid.

Vid en steguppdelning med inledande hydrolys i ett separat steg kan det eventuellt vara lämpligt att separera en fast fas och en vätskefas. Vätskefasen, som då innehåller det hydrolyserade organiska materialet, används för vidare rötning, medan den fasta fraktionen, vars organiska innehåll är lågt svärnedbrytbart vid rötning, kan användas på annat sätt.

Bärarmaterial och filter kan användas för att hålla kvar mikroorganismerna i rötammaren. På detta sätt fås en längre uppehållstid trots ett litet volymbbehov. Bärarmaterial eller filter kan vara bra om endast den våta fraktionen skall rötas vidare efter ett eventuellt hydrolyssteg. Om ingen uppdelning görs av våt och fast fraktion är bärarmaterial inte att rekommendera eftersom det är stor risk för igensättning av fast material.

#### **4.2.1 Förbehandling**

En viss form av förbehandling av algerna innan rötning är nödvändig. Omfattningen är beroende av vilken reningsmetod (för att avskilja kadmium) och vilken rötningsteknik som väljs. Förbehandlingen kan innefatta avskiljning av sand, sönderdelning av algerna, avskiljning av kadmium, sköljning av salt och någon form av hydrolysmetod för att öka nedbrytningen av algerna.

#### **4.2.2 Gasproduktion och gaspotential**

Studier av biogasproduktion från tång och alger som hittats i litteraturen finns sammanfattade i Tabell 7.

Tabell 7. Biogasproduktion från rötning av alger och tång i studier som hittats i litteraturen.

Studie	Rötteknik	Typ av tång	Gasutbyte	Metan halt
Briand & Morand, 1997	Satsvis rötning, 23 dygn (lab)	Obehandlad Ulva sp.	110 l CH <sub>4</sub> /kg VS	59 %
Briand & Morand, 1997	Satsvis rötning, 44 dygn (lab)	Sköljd Ulva sp.	94 l CH <sub>4</sub> /kg VS	55 %
Briand & Morand, 1997	Satsvis rötning, 42 dygn (lab)	Obehandlad Ulva sp.	145 l CH <sub>4</sub> /kg VS	49 %
Briand & Morand, 1997	Satsvis rötning, 64 dygn (lab)	Mald Ulva sp.	177 l CH <sub>4</sub> /kg VS	52 %
Ascue & Nordberg, 1998	Kontinuerlig rötning, U-tid 25 dygn (lab)	Grönalger omalda (+50% Hushållsavfall)	200 l CH <sub>4</sub> /kg VS	---
Ascue & Nordberg, 1998	Kontinuerlig rötning, U-tid 25 dygn (lab)	Grönalger omalda, NaOH och kokning (+50% Hushållsavfall)	290 l CH <sub>4</sub> /kg VS	---
Morand mfl, 2006	Kontinuerlig rötning, fastbädd, U-tid 10 dygn (lab)	Ulva sp., förhydrolyserade och pressade	290 l CH <sub>4</sub> /kg COD	81 %
Linné mfl, 2003	Satsvis rötning, 28 °C (lab)	Tång från stränder	160-250 l CH <sub>4</sub> / kg TS	

VS, glödförlust – mått på organiskt innehåll

TS, torrsubstans

COD, kemisk syreförbrukning – mått på organiskt innehåll

Lab – Röttningsförsök i laboratorieskala

Resultaten i tabellen visar att det går att använda tång och alger för att producera biogas genom rötning, men att det rör sig om relativt låga biogasutbyten (94-290 liter metan per tillfört kg organisk material (VS)). Jämförelsevis kan nämnas att den teoretiska metanpotentialen för kolhydrater är 415 liter metan per kg VS och att metanutbytena vid rötning av

avloppsslam respektive matavfall från hushåll ligger runt 300 liter/kg VS för slam och runt 400 liter/kg VS för matavfall (Davidsson, 2007). Anledningar till de låga gasutbytena för algerna kan vara t.ex:

- att stor del av det organiska innehållet är svårt att bryta ned biologiskt
- att något ämne i algerna verkar hämmande på rötningen
- att algerna innehåller för lite av något ämne eller att t.ex kol/kvävekvoten är för låg/hög.

Med antagande om att alger/tång kan generera ca 200 liter metan per kg organiskt material (VS-halten antas vara 60-70% av TS i tången som är ~10%) kan den potentiella tångmängden i Trelleborg (minst 10 000 m<sup>3</sup>) uppskattas generera ca 140 000 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/år. Energiinnehållet i metan är 9,8 kWh/Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>. Grovt uppskattat med en lågt antagen metanproduktion skulle alltså tången i Trelleborg kunna ge biogas motsvarande 1,3-1,4 GWh/år.

## 5 Myndighet

Vid projektering och planering av en biogasanläggning bör kommunen och länsstyrelsen medverka i diskussionen. De generella kraven som finns idag för biogasanläggningar är att det krävs tillstånd enligt PBL, LBE och Miljöbalken enligt nedan. Vid hantering av anmälningspliktiga ämnen krävs dessutom tillstånd enligt lagen om allvarliga kemikalieolyckor. (KanEnergi, 2006)

- Tillstånd enligt LBE, Lagen om brandfarliga och explosiva varor. Ansökan görs hos kommunens byggnadsnämnd, normalt samtidigt som bygglovet.
- Tillstånd enligt PBL, Plan- och bygglagen. Bygglov för nybyggnad eller förändring av befintlig biogasanläggning söks hos byggnadsnämnden. Bygglövsprövningen gäller lokalisering och yttre utformning, men ej byggnaders tekniska egenskaper som regleras i lagen om tekniska egenskaper för byggnader.
- Tillstånd enligt Miljöbalken. Användning av mark, byggnader och anläggningar som genom utsläpp eller på annat sätt kan skada hälsa eller miljö kallas miljöfarlig verksamhet. För att driva miljöfarlig verksamhet krävs tillstånd enligt miljöbalken. Anläggningar som hanterar >50 ton avfall per år är tillståndspliktig och det är Länsstyrelsen som prövar frågan om tillstånd.
- Tillstånd enligt lagen om allvarliga kemikalieolyckor. Detta tillstånd krävs för hantering av ämnen som är anmälningspliktiga enligt SEVESO-lagen; hantering av mer än 50 ton kondenserad gas (lagervolym) eller mer än 10 ton brandfarlig gas (lagervolym)

## 6 Slutsats Steg 1 och planering av Steg 2

Kartläggningen inom Steg 1 i projektet visar på att rening och rötning av tång/alger har en god potential. Det finns tekniker för rening och tekniker för rötning som bör kunna kombineras med gott resultat på detta material. Det finns resultat från andra studier som visat på att tång, alger och liknande material kan rötas och som ger en indikation om metanutbytet. För den fortsatta ekonomiska utvärderingen av projektet är det emellertid nödvändigt att med laborativa försök bestämma metanpotentialen i tång/alger från Trelleborg med därför anpassad teknik, vilket kommer att göras i Steg 2.

Steg 2 i projektet omfattar till stor del laboratorieförsök. Initialt görs satsvisa laboratorierötningar av olika algfraktioner som provtagits på ett urval av Trelleborgs stränder. Målet med försöket är att undersöka biogaspotential i materialet utan någon förbehandling. Algerna kommer endast att förbehandlas genom en grov neddelning för att kunna tillföra representativa mängder av varje fraktion till reaktorerna. Försöket kommer att utvisa vilken biogaspotential som finns i algerna och hur den varierar beroende på hur länge algerna legat uppe på stranden. Försöket kommer också att vara viktigt för att utvärdera betydelsen av vald ymp, dvs rötat material innehållande anaeroba mikroorganismer. I försöken används ymp från två olika befintliga rötkammare i regionen. Denna del är av stor betydelse för val av ymp vid fortsatta försök. Möjligheten till att avskilja kadmium efter rötning undersöks genom att testa reningsmetoder på utrötat algmaterial.

Förbehandling och rening kombineras och utvärderas med ytterligare satsvisa rötförsök. Målet är att initialt tydliggöra experimentellt hur olika reningsmetoder påverkar rötningen och vilken reningsgrad som fås.

Ytterligare försök görs i anslutning till de som beskrivits ovan. Utformningen och omfattningen är beroende av vad tidigare försök visat.

## Referenser

Alvarez-Ayuso, E. Garcia-Sanchez, A. & Querol, X (2003). Purification of metal electroplating waste waters using zeolites. *Water Research* 37, 4855–4862.

Andersson, L. (2003). Månadens kryptogam 7(7), juli 2003. Släktet *Polysiphonia*. Månadens kryptogam juli 2003. [www.nrm.se](http://www.nrm.se), 2007-06-29.

Ascue, J. & Nordberg, Å. (1998). Kontinuerlig rötning av grönalger och källsorterat hushållsavfall. Slutrapport 98-04-17, JTI, Uppsala.

Bjurström, H. & Steenari, B-M. (2003) Våt rening av askor, metodöversikt. Q4-129. Upparbetning av aska genom våta metoder, förstudie. VÄRMEFORSK Service AB, ISSN 0282-3772.

Blais, J.F., Tyagi, R.D., Auclair, J.C. och Huang, C.P. (1992a), Comparison of acid and microbial leaching for metal removal from municipal sludge. *Water Science Technology*, Vol. 26, Nr. 1-2, sid. 197-206.

Briand, X. & Morand, P. (1997). Anaerobic digestion of *Ulva* sp. 1. Relationship between *Ulva* composition and methanisation. *Journal of Applied Phycology* 9: 511–524.

Chareerntanyarak, L. (1999). Heavy metals removal by chemical coagulation and precipitation. *Water Science and Technology*. 39 (10-11), 135-138.

Davidsson, Å. (2007). Increase of biogas production at wastewater treatment plants. Doktorsavhandling, Kemiteknik, Lunds Tekniska Högskola, Lunds Universitet. ISBN 978-91-7422-143-5.

Fallstudie Trelleborg. Delrapport I – kartmaterial och underlag. 070613. Baltic Master.

Färm, C. (2003). Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation. VA-forsk rapport nr 16, 2003.

Hickey, R., Vanderwielen, J. and Switzenbaum, M. (1989) . The effect of heavy metals on methane production and hydrogen and carbon monoxide levels during batch anaerobic sludge digestion. *Water Research* Vol. 23, No. 2, pp. 207-218.

Johansson B. (2002). Urban Växtnäring i kretslopp. Rapport MAT 21 nr 4/2002.



KanEnergi. (2006). Gårdsbaserad biogas för kraftvärme (Tillstånd och nätanslutning). Broschyr inom El från förnybara energikällor i Västra Götaland. Västra Götalandsregionen.

Kurniawan, T. Chan, G., Lo, W. & Babel, S. (2006). Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. Chemical Engineering Journal, 118, 83-98.

Levlin, E., Westlund, L. & Hultman, B. (1996). Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen. VA-forsk rapport 1996:08, Svenskt Vatten.

Linne, M., Andersson, L. & Dahl, A. (2003). Projekt SoL-Gas Trelleborg. Biomil, Lund.

Malgerd, J., Karlsson, S. & Norin, E. (1998). Spannmålskvalitet vid användning av avloppsslam som gödselmedel – en litteraturstudie. JTI rapport Kretsopp & Avfall, nr 16.

Melin, Y. (2001) Alternativ användning av marina fintrådiga alger. EU Life Algae Rapport nr: 2001:41.

Mercier G, Chartier M, Couillard D och Blais J-F; "Decontamination of fly ash and used lime from municipal waste incinerator using Thiobacillus Ferroxidans", Environmental Management vol. 24 (1999), sid. 517-528.

Morand, P., Briand, X. & Charlier, R. H. (2006) .Anaerobic digestion of *Ulva* sp. 3. liquefaction juices extraction by pressing and a technico-economic budget. Journal of Applied Phycology 18, 741–755.

Ottosson, M. (1997). Giftet vi ärvde. Fakta om Kadmium. Land 9, s 5-8.

Qdais, H. & Moussa, H. (2003) Removal of heavy metals from wastewater by membrane processes: a comparative study. Desalination, 164, 105-110.

Saffaj, N, Loukili, H., Alami Younssi, S., Albizane, A., Bouhria, M, Persin, B & Larbot, A. (2004). Filtration of solution containing heavy metals and dyes by means of ultrafiltration membranes deposited on support made of Moroccan clay. Desalination 168, 301-306.

Tunay, O. & Kabdasli, N.I. (1994). Hydroxide precipitation of complexed metals. Water Research 28 (10), 2117-2124.

Wong, L. och Henry, J.G. (1984). Biological removal and chemical recovery of metals from sludges. 39th Industrial Waste Conference, Purdue University, West Lafayette Ind. USA, sid. 515-520.

Zehnder, A.J.B., (1988). Biology of anaerobic microorganisms. John Wiley & Sons, Inc. New York.

## Bilaga 1. Bilder från stränder som provtagits



Figur 1. Stranden vid Dalabadet, Juni 2007. (Foto: Åsa Davidsson)



Figur 2. Stranden vid Gislövs strandmark, juni 2007, (Foto: Åsa Davidsson)



Figur 3. Skårestranden, juni 2007. (Foto: Åsa Davidsson)



Figur 4. Stranden vid Äspö, Smygehuk, juni 2007. (Foto: Åsa Davidsson)



Figur 5. Stranden vid Smyge (Fyren), juni 2007. (Foto: Åsa Davidsson)



Figur 6. Östra stranden, juni 2007. (Foto: Åsa Davidsson)

## Bilaga 2. Biologisk karakterisering

Proverna dominerades av den fintrådiga rödalgen *Polysiphonia fucoides* (fjäderslick), med en rad andra fintrådiga som förekommande. Det fanns en del av den lite grövre rödalgen *Furcellaria lumbricalis* (kräkel, gaffeltång), men aldrig dominerande.

### Prov 1269 Dalabadet

Dominerande art *Polysiphonia fucoides* (fjäderslick)  
Förekommande *Enteromorpha* sp. (tarmtång)  
*Ceramium tenuicorne* (ullsläke)  
*Cladophora* sp (grönslick)  
*Furcellaria lumbricalis* (kräkel)

### Prov 1269 Gislöv

Dominerande art *Polysiphonia fucoides* (fjäderslick)  
Förekommande *Enteromorpha* sp. (tarmtång)  
*Ceramium tenuicorne* (ullsläke)  
*Ceramium rubrum* (stor havsmossa, grovsläke)  
*Cladophora rupestris* (bergborsting)  
*Furcellaria lumbricalis* (kräkel)

### Prov 1269 Östra stranden

Dominerande art *Polysiphonia fucoides* (fjäderslick)  
Förekommande *Enteromorpha* sp. (tarmtång)  
*Pilayella littoralis* (trådslick)  
*Ceramium rubrum* (stor havsmossa, grovsläke)  
*Cladophora rupestris* (bergborsting)  
*Furcellaria lumbricalis* (kräkel)

### Prov 1269 Skåre strand

Dominerande art *Polysiphonia fucoides* (fjäderslick)  
Vanlig *Furcellaria lumbricalis* (kräkel)  
Förekommande *Enteromorpha* sp. (tarmtång)  
*Ceramium tenuicorne* (ullsläke)  
*Ceramium rubrum* (stor havsmossa, grovsläke)  
*Cladophora rupestris* (bergborsting)  
*Pilayella littoralis* (trådslick)

### Prov 1269 Smyge

Dominerande art *Polysiphonia fucoides* (fjäderslick)  
*Ceramium rubrum* (stor havsmossa, grovsläke)  
Förekommande *Enteromorpha* sp. (tarmtång)  
*Ceramium tenuicorne* (ullsläke)  
*Furcellaria lumbricalis* (kräkel)

Toxicon AB, Landskrona

Per Olsson

2007-06-29