

가두리양식어장
정화방법 개발연구

2005년 6월

해 양 수 산 부

최 종
연구보고서

가두리양식어장 정화방법 개발연구

2005년 6월

해 양 수 산 부

제 출 문

해양수산부 장관 귀하

본 보고서를 “가두리양식어장 정화방법 개발연구” 용역의 최종 보고서로 제출합니다.

2005년 6월

주관연구기관명 : (특)한국어항협회

총괄연구책임자 : 유 병 수

연 구 원 : 김 동 주, 이 용 기

남 광 훈, 고 진 필

이 준 호

협동연구기관명 : (주)한국해양기술

협동연구책임자 : 김 도 현

연 구 원 : 박 경 원, 이 성 일

요 약 문

1. 제 목

가두리양식어장 정화방법 개발연구

2. 과업의 목적 및 필요성

가. 과업의 목적

본 과업은 가두리양식어장 해저면에 침적된 저질 환경 실태, 오염원의 제거 및 제거된 오염원의 효율적인 처리방안과 가두리양식어장 전용 정화장비를 개발하기 위한 기본계획을 수립하고 이에 따라 효율적인 정화사업 집행의 자료를 제공하는 것이 목적이다.

나. 과업의 필요성

급속한 산업화·도시화로 육상오염물질 유입증가 및 해양폐기물 증가로 연안어장 오염이 심화되고 있으며 현재 어류양식어장의 오염은 면허기간 10년 동안 장기연작에 따른 영향으로 사료찌꺼기와 배설물로 인해 가두리양식어장 해저면에 침전물이 퇴적되어 효율적인 제거방안 개발이 시급하다.

가두리양식어장 저질의 오염으로 인해 어장생산성이 저하되고 어병발생이 증가할 뿐 아니라 적조생물에 영양염을 제공한 결과가 되어 적조발생 및 피해확산이 있는 가운데 가두리양식어장의 경우 청소방법 부재로 인한 오염가중으로 신속한 제거방안 강구가 필요하다. 정부에서는 패류 및 해조류양식어장 등에 대해서는 정화사업을 실시하고 있으나 가두리양식어장의 경우에는 양식어업인들이 양식어류에 대한 피해우려와 정화방법이 개발되지 못하여 현재까지 정화한 실적이 전무한 실정이다.

이에 따라 해상가두리양식어장 해저면의 침적퇴적물을 제거하기 위해서는 선박의 적정규모 및 부니류가 확산되지 않도록 흡입식에 의한 방법 등의 기술과 장비 개발이 필요하며 수거한 오니류의 효율적인 처리방법을 개발하여 처리시 2차오염이 발생하지 않도록 하는 처리방안 개발이 요구된다.

3. 과업의 주요내용

가. 가두리양식어장의 저질 환경 실태

가두리양식어장의 현황과 가두리양식어장의 퇴적물이 주변환경에 미치는 영향, 퇴적물의 침적정도, 종류, 량 등을 기존 연구 자료를 통하여 조사

나. 퇴적물 적정제거 방안

연안퇴적물이 생태계에 미치는 영향을 조사, 퇴적물의 제거기준 및 배출수의 허용기준 조사, 지금까지 국내·외를 통하여 개발된 퇴적물 정화기술을 기존 연구 자료를 통하여 조사

다. 준설퇴적물의 처리 및 처분

준설퇴적물을 처리하기 위해 개발된 물리적, 화학적 및 생물학적 처리 방법을 알아보고 처리된 퇴적물의 최종처리 방안을 기존 자료를 통하여 연구

라. 가두리양식어장 퇴적물 제거실험

기 시설되어 운영하고 있는 가두리양식어장을 선정하여 저질환경실태 파악, 퇴적물의 흡입실험 및 고액분리(탈수, 자연침전, 화학적 응집침전) 실험을 통하여 가두리양식어장을 정화할 수 있는 방법적 근거 마련

마. 가두리양식어장 정화방법

퇴적물 제거실험의 결과를 토대로 가두리양식어장 정화방법을 제시하고 이에 따른 정화전용선박의 적정규모, 장비의 종류를 선정하여 가두리양식어장 1ha 정화시 사업비 산정

바. 정책제안

가두리양식어장의 정화방법에 따른 정책제안

4. 과업의 결과 요약

가. 가두리양식어장 저질환경실태

현재 전국의 해상가두리어류양식어장은 478건 1,237ha로 면허기간 10년동안 장기연작에 따른 영향으로 사료찌꺼기와 배설물로 인해 가두리 해저면에 침전물이 퇴적되어 퇴적물의 분해과정에서 빈산소현상 및 악취를 유발하여 어장생산성이 저하되고 어병 발생이 증가할 뿐 아니라 적조생물에 영양염을 제공한 결과가 되어 적조발생의 한 요인으로도 작용한다. 퇴적물의 침적정도는 수평분포는 가두리 양식어장 가장자리에서 부터 15~20m까지 분포하고 수직적 분포는 고형물의 침강량 조사 등 일부 조사된 바 있으나 전국적으로 조사된 자료는 없다.

나. 퇴적물 적정제거 방안

국내에는 퇴적물에 대한 제거기준이 설정되어 있지 않아 외국의 기준을 참고하고 있는 실정이며 미국, 캐나다, 일본 등의 국가에서는 오염퇴적물 제거기준을 설정 운용하고 있다. 배출수의 허용기준은 수질환경보전법에 의한 수질환경기준 및 수질규제기준에 의거 사업장, 하수종말처리장, 폐수종말처리장의 허용기준을 제시하고 있으며, 수질환경보전법시행규칙에 수산물양식시설의 배출수 수질기준을 제시하고 있다. 국내의 퇴적물 정화기술은 형망틀에 의한 해저 경운, 점토(황토) 살포, 준설, 굴패각·생석회·수산화마그네슘 등을 이용한 퇴적물 개선이 있으며 외국의 경우에는 퇴적물을 오염시키는 원인을 차단하는 발생원 제어, 준설, 모래·백반·석회·철 등으로 복토하여 오염된 퇴적물의 영향을 저감하는 방법과, 생물정화기술을 이용하여 퇴적물 내의 유해 화학물질을 처리하는 방법들이 연구되고 있다.

다. 준설퇴적물의 처리 및 처분

퇴적물 처리의 방법으로는 퇴적물의 고액분리의 주목적인 전처리와 퇴적물의 유기성 독성물질 및 중금속 등의 오염물질 제거를 목적으로 하는 본처리 기술로 나누면 다음과 같다.

(1) 전처리기술

- (가) 약품, 영양염류, 미생물 주입
- (나) 탈수(원심분리, 진공탈수, 가압여과)
- (다) 입자분리(자연침전, Hydraulic Classifier, Hydrocyclone)

(2) 분처리 기술

- (가) 열처리(소각, 열분해, 고압산화, 유리화)
- (나) 화학처리(복합물질 형성, 화학적 산화, 화학응집 등)
- (다) 추출(용매, 세척)
- (라) 생물처리(Bioslurry process, 퇴비화 기법 등)

퇴적물의 처분방법으로는 해양투기, 매립, 소각, 재활용(퇴비화, 토지개량제, 콘크리트 등의 2차제품) 등이 있다.

라. 가두리양식어장 퇴적물 제거실험

경상남도 통영시 산양읍 연하리 장두도지선의 통영바다목장 가두리(한국해양연구원)를 선정하여 퇴적물의 저질환경실태를 조사한 결과 퇴적물량은 168.71m³로 추정되었으며 퇴적물의 오염도는 기준치 이하로 조사되었다. 이는 통영바다목장의 가두리양식어장이 위치한 수역이 조류 흐름이 빠르고 동 양식어장에서는 배합사료를 사용함으로 인해 오염도가 적은 것으로 사료된다.

퇴적물의 준설실험은 에어리프트펌프를 이용하였으며 가두리양식생물의 스트레스를 저감하기 위하여 L자형 파이프관을 제작하여 사용하였다. 펌프의 효율은 1m³/min(고형물 0.1m³ : 물 0.9m³)로 조사되었으며 준설시 퇴적물의 부유는 일어나지 않았다.

퇴적물의 탈수장비(필터프레스, 원심분리기)에 의한 고액분리실험결과는 고액분리는 가능하였으나 배출수의 부유물질농도가 높았으며 화학적응집침전에 의한 고액분리실험결과는 고액분리 및 상등수의 탁도, 부유물질농도, COD, T-P, T-N의 농도가 양호한 것으로 조사되었으나 화학적응집침전은 응집제의 사용에 따른 위험부담과 비용 때문에 가두리양식어장에서 사용하기가 어려울 것으로 판단된다. 자연침전에 의한 고액분리는 50cm 메스실린더에 혼탁물을 침전시킬 경우 침전에 소요되는 시간은 3시간 정도 되었으며 이 때 상등수의 부유물질 농도, COD,

T-P, T-N의 농도가 양호한 것으로 조사되었다.

마. 가두리양식어장 정화방법

가두리양식어장의 정화방법으로는 퇴적물을 준설하여 자연침전 후 상등수는 바다로 방류하고 고형물은 원심분리기로 탈수하여 함수율을 85%까지 낮추어 육상에 매립하는 것이 가장 경제적이고 친환경적인 방법으로 나타났다. 이에 따른 정화전용선박으로는 바지선(45m×25m)을 개조하여 여러개의 침전조를 만들어 운용하여야 하며 1ha당 정화사업비는 70,949,000원으로 산정하였다.

바. 정책제안

- 가두리양식어장에 대한 정화사업 조속 실시
- 가두리양식어장의 퇴적물량 조사와 정화사업시 퇴적물과 배출수의 허용기준 제정 필요
- 가두리양식어장 정화를 위한 전문단체 육성
- 가두리양식어장 정화 방법 확립
- 가두리양식어장 퇴적물 저감방안 마련
- 양식어업인의 자발적인 정화사업 실시 유도
- 전용바지선을 국고지원으로 건조시 운영 방법 등

목 차

제 1 장 서 론	1
제1절 과업의 목적 및 필요성	1
제2절 과업의 내용 및 범위	2
제 2 장 가두리양식어장의 저질 환경 실태	5
제1절 해상어류가두리양식어장의 현황	5
제2절 가두리양식어장이 해양환경에 미치는 영향	8
1. 유기오염물과 내서생물에 미치는 영향	8
2. 오염경사도에 따른 저서생물 군집의 천이	9
3. 퇴적물 오염의 생물지표종	11
제3절 가두리양식어장의 퇴적물 오염실태	12
제4절 가두리양식어장의 고형물 침강량	15
제 3 장 퇴적물 적정 제거 방안	19
제1절 서 설	19
제2절 연안 퇴적물의 오염원과 생태계에 미치는 영향	20
1. 오염원	20
2. 퇴적물이 수서생태계에 미치는 영향	23
제3절 퇴적물 환경기준	28
1. 국내의 퇴적물 환경기준	28
2. 국외의 퇴적물 환경기준	30
제4절 배출 허용기준	38
1. 배출 허용기준	38
제5절 국내의 오염 퇴적물 정화기술 현황	43

1. 형망틀에 의한 해저 경우	43
2. 점토(황토) 살포	43
3. 퇴적물 준설	44
4. 기타 퇴적물 정화방법	44
제6절 국외의 오염 퇴적물 정화기술 현황	45
1. 발생원 제어	45
2. 준설 및 처분	45
3. 준설 및 처리	47
4. 전기화학적 처리	54
5. 현장 복토	56
6. 생물 정화	57
제 4 장 준설 퇴적물의 처리 및 처분	61
제1절 서 언	61
제2절 전처리 기술	63
1. 슬러리 주입	63
2. 탈수	64
3. 입자분리	70
제3절 본처리 기술	72
1. 열처리	72
2. 화학처리	75
3. 추출	79
4. 생물처리	80
제4절 퇴적물의 처분	82
1. 해양투기(Ocean dumping)	82
2. 매립	89
3. 재활용	93

제 5 장 가두리양식어장 퇴적물 제거 실험	111
제1절 퇴적물 오염도 조사	112
1. 퇴적물 시료채취 및 분석	112
제2절 퇴적물량 조사	115
1. 조사방법	115
2. 조사결과	115
제3절 퇴적물 준설	118
1. 실험방법	118
2. 실험결과	120
3. 결과고찰	121
제4절 퇴적물 고액분리실험	123
1. 실험장비	123
2. 실험방법	124
3. 실험결과	124
제5절 퇴적물 침전실험	131
1. 실험방법	131
2. 실험결과	131
 제 6 장 가두리양식어장 정화방법 및 사업비 산정	 139
제1절 가두리양식어장 정화방법	140
1. 퇴적물 준설 방안	140
2. 퇴적물 고액분리 방안	140
3. 상등수의 배출방안	142
4. 슬러지의 최종처리	143
제2절 가두리양식어장 정화사업비 산정	146
1. 가두리양식어장 정화사업비 산정	146

제 7 장 결론 및 요약	153
1. 가두리양식어장 저질환경실태	153
2. 퇴적물 제거 방안 조사	153
3. 준설퇴적물의 처리 및 처분	154
4. 가두리양식어장 퇴적물 제거실험	154
5. 가두리양식어장 정화방법	156
6. 정책제안	156
제 8 장 참고문헌	161

표 목 차

표 2-1. 지역별 해상가두리양식어장의 허가 수 및 면적(2004년 12월)	6
표 2-2. 해역 이용 목적별 퇴적물 유기오염 지표 성분의 농도	13
표 3-1. 오염 퇴적물의 영향(이, 1998)	26
표 3-2. 한강 퇴적물 제거기준	29
표 3-3. 팔당호 퇴적물 제거기준	29
표 3-4. 청초호 퇴적물 제거기준	30
표 3-5. 미국내 존재하는 퇴적물 환경기준내용	31
표 3-6. 연방수질국의 퇴적물 환경기준(Anon, 1973)	32
표 3-7. 오대호 퇴적물 오염분류를 위한 지역환경보호청의 기준(Anon, 1997)	33
표 3-8. Wisconsin자원국의 준설퇴적물의 수중처리를 위한 잠정기준	33
표 3-9. 동경만과 요코하마만의 퇴적물 제거기준	35
표 3-10. 나고야항의 퇴적물 제거기준	36
표 3-11. 기타 일본에서 실시된 준설사업별 퇴적물의 오염도	36
표 3-12. Rotterdam항의 심하게 오염된 퇴적물에 대한 SQC(NIVA, 1990)	37
표 3-13. 배출허용기준 적용지역	39
표 3-14. 폐수배출허용기준	39
표 3-15. 폐수 배출 허용(폐놀류 등 오염물질)	40
표 3-16. 하수 및 폐수 종말 처리장에서의 배출수 허용기준	41
표 3-17. 수산물양식시설의 배출수 허용기준	41
표 3-18. 수산물양식시설 배출수 수질기준 지침	42
표 3-19. 오염수준이 낮은 준설 퇴적물과 각종 섬유질을 혼합하여 만든 조제토양	49
표 3-20. 생물정화 방법을 이용한 최근의 연구동향	60
표 4-1. 본처리에 적용 가능한 기술	62
표 4-2. 탈수기의 종류	65
표 4-3. 퇴적물의 입자분리 기술 비교	71

표 4-4. 고압산화공정의 운전조건	73
표 4-5. 유기화합물에 따른 산화의 효율	78
표 4-6. 폐기물 배출해역, 종류 및 처리방법	85
표 4-7. 폐기물의 해양배출처리기준	86
표 4-8. 육지폐기물의 연간 해양배출량	87
표 4-9. 1997년도 폐기물의 종류별 투기량	87
표 4-10. 유기성슬러지의 직매립 금지시기 및 대상	92
표 5-1. 원심분리기에 의한 실험결과	125
표 5-2. 고액분리 현장 실험 결과	127
표 5-3. 탈수장비에 의한 고액분리 후 배출수의 성분분석	130
표 5-4. 응집침전 실험방법	134
표 5-5. 유기응결제 적정 투입량 실험 결과	134
표 5-6. 응결제와 응집제의 투입량에 따른 응집성능	135
표 5-7. 침전방법에 따른 상등수 수질분석	136
표 6-1. 가두리 1ha 정화 사업비(육상매립시)	149
표 6-2. 가두리 1ha 정화 사업비(해상투기시)	150
표 6-3. 가두리 1ha 정화 사업 일위대가	151
표 7-1. 실험에 의한 배출수 및 상등수의 수질농도	155

그림 목 차

그림 2-1. 가두리양식어장의 오염경사도에 따른 저서동물 군집의 천이상태	10
그림 3-1. 어류양식어장 자가오염 물질의 어장 내 거동	22
그림 3-2. 연안역에서 퇴적물과 수층 사이의 물질순환 과정	24
그림 3-3. 연안역에서 퇴적물과 수층 사이의 중금속 거동	25
그림 3-4. BioGenesis 사의 퇴적물 세척 및 화학적 추출 처리장치 모식도	50
그림 3-5. 토양내 금속성분 정화를 위한 동전기학적 처리과정	53
그림 3-6. 전기분해 공법을 이용한 퇴적물 중의 유류 및 탄화수소 화합물 처리 과정	56
그림 3-7. 현장 복토의 모식도	56
그림 4-1. 준설퇴적물 처리공정	61
그림 4-2. 필터프레스	67
그림 4-3. 벨트프레스	68
그림 4-4. 원심분리기	69
그림 4-5. 탈수슬러지의 함수율과 발열량	105
그림 4-6. 슬러지 건조에 의한 고형연료화	107
그림 5-1. 통영바다목장 가두리 위치도	114
그림 5-2. 퇴적물 조사라인(1, 2번) 및 퇴적물 채취 정점(A, B, C, D 4개 정점)	114
그림 5-3. 1번 조사라인의 해저면 단면도	115
그림 5-4. 2번 조사라인의 해저면 단면도	116
그림 5-5. 기존 에어리프트 펌프의 구조	119
그림 5-6. 개선한 에어리프트 펌프의 구조	120
그림 6-1. 가두리양식어장 퇴적물 처리공정 방안	144
그림 6-2. 자연침전에 의한 고액분리 방안 및 바지선 설치도	145

사 진 목 차

사진 1. 퇴적물 시료 채취	114
사진 2. 채취된 퇴적물	114
사진 3. 가두리양식어장 전경 1	116
사진 4. 가두리양식어장 전경 2	116
사진 5. 오니 퇴적물	116
사진 6. 오니 퇴적물	116
사진 7. 에어리프트 펌프	121
사진 8. 에어리프트 펌프 성능실험	121
사진 9. 잠수부 하강	121
사진 10. 잠수부에 의한 퇴적물 준설	121
사진 11. 실험에 사용된 원심분리기	123
사진 12. 실험에 사용된 필터프레스	123
사진 13. Air lifting에 의한 시료 채취	125
사진 14. 원심분리기를 이용한 배출수 상태	125
사진 15. Filter Press에 의한 배출수(실험 전, 후)	126
사진 16. 여과포를 통과한 퇴적물	126
사진 17. 현장설명	127
사진 18. 현장설명	127
사진 19. 배출수의 육안 탁도-측면	128
사진 20. 배출수의 육안 탁도-윗면	128
사진 21. 원수	128
사진 22. 원심분리기 배출수 탁도(무 첨가시)	128
사진 23. 원심분리기 배출수 탁도	128
사진 24. 원심분리기 배출수 탁도	128
사진 25. 필터프레스 배출수 탁도	129

사진 26. 필터프레스 배출수 탁도	129
사진 27. 탈수 Cake(원심분리기)	129
사진 28. 필터(필터프레스, 필터 막힘)	129
사진 29. 시작 시의 육안탁도	131
사진 30. 30분 경과 후의 육안탁도	131
사진 31. 1시간 경과 후의 육안탁도	132
사진 32. 2시간 경과 후의 육안탁도	132
사진 33. 3시간 경과 후의 육안탁도	132
사진 34. 4시간 경과 후의 육안탁도	132
사진 35. 5시간 경과 후의 육안탁도	132
사진 36. 6시간 경과 후의 육안탁도	132
사진 37. 유기응결제 적정 주입량 실험	135
사진 38. 응집제 적정 주입량 실험	136

제 1 장 서 론

제1절 과업의 목적 및 필요성

급속한 산업화·도시화로 육상오염물질 유입증가 및 해양폐기물 증가로 연안 어장 오염이 심화되고 있으며 현재 어류양식어장의 오염은 면허기간 10년 동안 장기연작에 따른 영향으로 사료찌꺼기와 배설물로 인해 가두리양식어장 해저면에 침전물이 퇴적되어 효율적인 제거방안 개발이 시급하다.

가두리어장 저질의 오염으로 인해 어장생산성이 저하되고 어병발생이 증가할 뿐 아니라 적조생물에 영양염을 제공한 결과가 되어 적조발생 및 피해확산이 있는 가운데 가두리양식어장의 경우 청소방법 부재로 인한 오염가중으로 신속한 제거방안 강구가 필요하다. 정부에서는 패류 및 해조류양식어장 등에 대해서는 정화사업을 실시하고 있으나 가두리양식어장의 경우에는 양식어업인들이 양식어류에 대한 피해우려와 정화방법이 개발되지 못하여 현재까지 정화한 실적이 전무한 실정이다.

가두리양식어장을 이설하지 않고 양식어류 및 주변에 피해가 없도록 퇴적물을 효과적으로 수거하는 방안으로 고려하여야 할 것은 첫째, 양식어장 수역의 침적퇴적물을 수거시 해저면에 침적되어 있는 오니류가 부유되어 주변해역으로의 확산이 없어야 하며 둘째, 선박 등 오염원 제거장비가 양식어장에 자유로이 들어갈 수 있게 하여 침적퇴적물을 효율적으로 수거할 수 있어야 한다.

이에 따라 해상가두리 양식어장 해저면의 침적퇴적물을 제거하기 위해서는 선박의 적정규모 및 부니류가 확산되지 않도록 흡입식에 의한 방법 등의 기술과 장비개발이 필요하며 수거한 오니류의 효율적인 처리방법을 개발하여 처리시 2차오염이 발생하지 않도록 하는 처리방안 개발이 요구된다.

제2절 과업의 내용 및 범위

본 과업은 가두리양식어장 해저면에 침적된 저질환경 실태조사, 오염원의 제거 및 제거된 오염원의 효율적인 처리방안과 가두리양식어장 전용정화장비를 개발하기 위한 기본계획을 수립하고 이에 따라 효율적인 정화사업 집행의 자료를 제공하고자 한다.

가. 가두리양식어장의 저질환경 실태

가두리양식어장의 현황, 가두리양식어장의 퇴적물 오염도, 가두리양식어장의 퇴적물이 주변환경에 미치는 영향, 퇴적물의 침적정도, 종류, 퇴적량 등을 기존 연구 자료를 통하여 조사

나. 퇴적물 적정제거 방안

연안퇴적물이 생태계에 미치는 영향을 조사, 퇴적물의 제거기준 및 배출수의 허용기준 조사, 지금까지 국내·외를 통하여 개발된 퇴적물 정화기술을 기존 연구 자료를 통하여 조사

다. 준설퇴적물의 처리 및 처분

준설퇴적물을 처리하기 위해 개발된 물리적, 화학적 및 생물학적 처리 방법을 알아보고 처리된 퇴적물의 최종처리 방안을 기존 자료를 통하여 연구

라. 가두리양식어장 퇴적물 제거실험

기존 시설, 운영하고 있는 가두리양식어장을 선정하여 저질환경 실태파악 및 퇴적물의 흡입실험, 고액분리(탈수, 자연침전, 화학적응집침전) 실험을 통하여 가두리 양식어장을 정화할 수 있는 방안 마련

마. 가두리양식어장 정화방법

퇴적물 제거실험의 결과를 토대로 가두리양식어장 정화방법을 제시하고 이에

따른 정화전용선박의 적정규모, 장비의 종류를 선정하여 가두리양식어장 1ha 정
화시 사업비 산정

제 2 장 가두리양식어장의 저질 환경 실태

제1절 해상어류가두리양식어장의 현황

전 세계적으로 해양생물자원 감소와 인구 증가 때문에 양식 산업은 가장 빠르게 성장하고 있다. 특히, 해상어류가두리양식장은 육상 양식장에 비해 적은 시설 투자비로 설치할 수 있어 반폐쇄성만에 집중적으로 설치되고 있다. 해상어류가두리양식은 1954년 일본에서 처음 시작된 후 1962년대 노르웨이와 스코틀랜드, 그리고 미국의 Auburn 대학에서 각각 연어와 틸라피아 양식을 시작한 것이 오늘날 근대 가두리양식의 기원이다(조, 1996).

인류는 원시시대부터 유용수산물을 포획·채취하여 식품으로 이용하여 왔다. 갯벌에서 패류를 손으로 채취하는 맨손어업, 물속의 패류 또는 해조류를 아무 장비 없이 잠수하여 채취하는 나잠어업과 같은 원시어업에서 낚시, 통발, 그물 등을 이용하는 도구어업으로 발전하였다. 산업혁명 이후 동력 기관 발명으로 발달된 어업 기술은 연근해의 수산자원을 남획하였고, 연안의 부족한 수산자원을 보충하기 위해 다양한 양식기술이 개발·발전되어 왔다. 그러나 해조류, 패류 등의 양식 품종들은 자연의 영양을 이용하여 성장하므로 자가오염의 우려가 적은 양식임에 비해 어류양식은 먹이를 외부에 의존하는 자가오염이 우려되는 양식이다.

우리나라의 해면양식은 1960년대 패류 및 해조류 양식을 시작으로 1980년대 이후 생산량이 급격히 증가하여 1993년 패류, 해조류, 어류, 새우 및 멍게 등의 해면 양식생산량이 1,038,119톤으로 최대를 기록하였고, 이후 점차 감소하여 2004도에는 전체 해면 양식생산량은 917,676톤이었다. 양식어류 생산량은 1960년도 1톤에서 1980년도 38톤을 생산하기까지 큰 증가 추세를 보이지 않았으나, 1990년 2,656톤 생산 이후 급격히 증가하여 2004도에는 64,433톤을 생산하였다(해양수산부 2004 해양수산주요통계, 2004).

어류양식방법의 경우 주로 축제식, 육상수조식, 해상어류가두리양식이 주종을 이루고 있으나, 1990년도 이후 양식어류 생산량의 급격한 증가는 축제식, 육상수조식의 증가보다 해상어류가두리양식 기술의 발달로 가두리의 규모 및 입식량이

증가하였기 때문이다.

해상어류가두리양식은 1975년 경남 통영에서 방어 치어를 3~4개월 축양하여 일본에 수출한 것을 시초로 현재는 방어, 넙치, 농어, 돔류, 조피볼락 등 대상 어종이 다양해졌다. 2004년 12월 우리나라 전체 가두리는 478건(1,237ha)으로써 지역별로는 전남 177건(581ha), 경남 165건(390ha)으로 이 두지역의 가두리 건수가 전체의 71.5%(342개소), 면적으로는 전체의 78.5%(971ha)를 차지하고 있어 대부분의 해상어류가두리양식어장이 전남과 경남이 속한 남해안에 밀집되어 있다(표 2-1).

표 2-1. 지역별 해상가두리양식어장의 허가 건수 및 면적(2004년 12월)

시·도별	개수	면적(ha)
합 계	478	1,237
부산	2	7
인천	5	5
울산	4	18
경기	6	7
강원	4	9
충남	40	118
전북	8	8
전남	177	581
경북	60	82
경남	165	390
제주	7	12

자료 : 해양수산부 양식개발과

현재 우리나라의 해상어류가두리 양식업은 많은 어려움을 겪고 있다. 해마다 발생하는 적조로 인한 양식어류의 대량 폐사, 여름철에 빈번히 발생하는 어류 질병, 수입활어로 인한 양식어류의 가격 하락과 같은 여러 가지 문제를 안고 있다. 특

히, 1995년 가두리양식어장이 밀집한 남해안에 *Cochlodinium polykrikoides*로 인한 대규모 적조가 발생하여 전국적으로 어류 26,285천미(764억원)가 폐사되었고, 이후 매년 여름에 연례적으로 *Cochlodinium polykrikoides*에 의한 적조가 발생하여 양식어류를 폐사시키고 있다. 이와 같은 가두리양식어장의 적조피해는 가두리양식어장 주변에 침강 퇴적된 유기오염물이 적조생물의 대량 번식에 필요한 영양염의 주요 공급원으로 작용하고 있기 때문인 것으로 추정하고 있다.

해상어류가두리양식은 작은 수면공간에서 대량으로 어류를 사육하고 사료를 급이함에 따라 규모 면에서 연안 환경에 심각한 영향을 미친다. 이러한 영향은 연안 생태계의 파괴, 장기 또는 단기의 부영양화, 외래종으로 인한 교잡종 발생, 기생충과 병원체의 이동, 심미적인 환경 악화 등을 초래한다(Black, 2001). 우리나라의 경우 해상어류가두리양식어장 적지를 선정함에 있어 양식어종의 서식 가능 여부를 적지 판단의 주요 기준으로 두고 있어 양식 초기 서식환경이 적절한 해역이었다 하더라도 대규모 양식으로 발생되는 자가오염에 대한 고려가 부족하여 밀집된 양식어장에서의 환경관리 방안이 없는 실정이다.

제2절 가두리양식어장이 해양환경에 미치는 영향

해상어류가두리양식장이 해양환경 및 생태계에 미치는 영향은 다양하고 심각하다. 가두리양식어장에서 발생하는 잉여사료(미접이 사료), 양식어류의 배설물 및 양식어류의 사체 등이 침강 퇴적하여 저질층에 유기오염을 일으키며, 투여된 항생물질 또는 약품의 잔류, 외래종의 양식으로 인한 병원체의 이식 및 가두리에서 탈출한 외래종이 주변 종과 교배하면서 발생하는 유전적 문제, 대량 양식으로 인한 주변 어류생태계의 먹이사슬 교란 등이다(Black, 2001).

또한 우리나라의 경우 가두리그물의 생물부착 방지를 위해 바르는 방호도료인 TBT가 다량으로 주변 해역에 확산되어 주변 해역에 서식하는 패류 등의 생물에 imposex를 유발하는 것으로 알려져 있다.

가두리양식어장에서 발생하는 유기물은 침강, 호기성 또는 혐기성하의 물질순환에 의한 분해, 그리고 고형화의 과정을 거쳐 안정화된다(Westrich and Berner, 1984). 가두리양식어장에 축적된 유기오염물은 호기성 분해시 산소를 대량 소비하여 가두리 주변해역에 빈산소 수괴 발생을 유발하고, 혐기성하에서 발생하는 분해산물인 H_2S , NH_4 , CH_4 와 같은 유독성 가스는 양식어류의 성장, 생존과 같은 어류 건강도에 직접적인 위협을 일으키기도 한다.

가두리양식어장 저층에 침강된 유기물은 저서생물 군집에 큰 영향을 미치는 것으로 알려져 있다. 많은 연구에서 유기물 오염지표종인 *Capitella capitata*와 같은 다모류가 유기물 함량이 높은 가두리양식어장 주변의 저질층에 우점하는 것으로 보고하고 있다. 이는 가두리양식어장의 유기물이 해양 저서생물의 군집 구조에 큰 영향을 미치는 중요한 인자임을 나타낸다. 유럽의 경우 1980년 후반부터 연어 및 송어가두리양식어장에 발생하는 유기고형물이 저서생물에 미치는 영향에 대한 연구가 활발하였다.

1. 유기오염물과 내서생물에 미치는 영향

가두리양식어장의 유기고형물이 저서생물에 미치는 영향은 기본적으로 다른 유

기오염원에 의한 영향과 같은 패턴이지만 규모는 작다(Pearson and Resenberg, 1978). 이러한 영향은 퇴적물을 덮고 있는 수괴의 빈산소화(hypoxia), 황산염(sulphate) 환원의 증가, 저서동물 및 중형저서생물 군집의 종수, 다양성, 풍도 및 생물량의 변동이 두드러지게 나타난다(Duplisea and Hargrave, 1996).

퇴적물에는 수괴로부터 식물성플랑크톤의 기초생산에 의해 공급된 유기물입자를 섭취하는 저서대형동물은 다양한 군집을 이루고 비교적 풍도가 낮으며, 크기와 기능면에서 보다 큰 많은 종들로 구성된다. 유기물입자가 증가하면 이용할 수 있는 먹이 공급이 증가하여 저서동물군이 증가하고, 다른 종들의 이동 기회를 주기 때문에 초기에는 다양성이 증가한다. 그러나 퇴적물의 깊은 층에서 물리적 화학적 조건이 동시에 변하면 대형종과 오래 사는 종은 사라지고, 작고 더 빨리 성장하는 기회종(opportunistic species)으로 대체된다. 결과적으로 유기물의 양이 계속 증가하면 표층퇴적물은 무산소 상태가 되고, 주로 소형 환형동물(annelid)과 선충류(nematode worms)와 같은 특수종(specialist taxa)만이 존재할 수 있고 이들 종의 밀도는 매우 높은 수준으로 증가한다. 또한 산화환원불연속층(RDL; Redox Discontinuity Level)이 퇴적물의 표층 가까이에 형성되면 황산염 산화 세균인 *Beggiatoa sp.*가 퇴적물의 표면에 층을 덮게 된다. 따라서 궁극적으로 퇴적물의 BOD가 높아져 수괴 저층이 환원상태로 바뀌고 모든 대형 저서동물은 제거된다.

2. 오염경사도에 따른 저서생물 군집의 천이

그림 2-1은 오염경사도(enrichment gradient)에 따른 저서동물 군집의 천이상태를 나타낸 것으로 저서동물 군집의 중요 밀도 인자인 종다양도(species richness (S)), 풍도(abundance(A)) 및 생물량(biomass(B))의 변동을 나타내었다.

zone A는 전체적으로 오염된(enriched) 지역으로 저층수괴의 일부 또는 전부가 혐기성이고 일정하게 산화환원전위(Eh level)가 음수이며 내서후생동물(infaunal metazoans)은 존재하지 않는다. zone B는 연충류(vermiform taxa)만 약간 존재하며 산화환원불연속층(Redox Discontinuity Level)이 퇴적물의 표층 가까이에 형성된다. zone C는 종풍도(species richness)와 생물량(biomass)이 빠르게 증가하여

최대치가 되고 퇴적물의 수 cm 내까지 +Eh 값을 나타낸다. 이 지역(zone)에서 내서동물의 밀도는 훨씬 더 낮지만 여전히 주변부 보다는 높다. zone D는 유기물입자의 유입강도가 정상으로 돌아와 세가지 인자가 모두 주변부와 같아지고 Eh 값은 퇴적물 전체에서 높은 양수를 나타낸다(Brown et al., 1987).

일반적으로 가두리 바로 밑의 퇴적물 층은 무생대(azoic zone)이고, 가두리 가장자리로부터 0~8m 지역은 고도로 오염된 지역으로 많은 양의 여러 기회종(opportunistic species)에 의해 우점되고, 가두리 가장자리로부터 8~25m는 점차적으로 오염이 낮아지는 지역이고, 그 이상은 일반적인 지역이다. 그러나 이들 각각의 zone은 공간적인 범위가 변동하는데 이는 지역적인 해수유동 등으로 저서생물의 영향이 가두리로부터 25m 보다 훨씬 멀리 미칠 수 있기 때문이다.

탄소 오염(carbon enrichment)이 점진적으로 진행되고 있는 퇴적물에서 무산소(anoxia) 형성의 가장 중요한 환경적인 요인은 저층수의 유출율(flow rate)이다. 유출율이 높으면 퇴적물과 물의 경계층에 산소가 지속적으로 공급되어 퇴적물 경계층이 무산소 상태일지라도 동물상이 생존할 수 있다. 반대로 저층의 유출율이 낮으면 퇴적물의 BOD가 증가하면서 수괴 상부에 산소결핍(deoxygenation)을 일으킨다. 퇴적물이 정체된 물(slack water)에 의해 몇 시간의 비교적 짧은 기간 동안 산소 결핍(deficit) 상태이면 저서 대형생물의 많은 부분이 제거된다(Findlay et al., 1997).

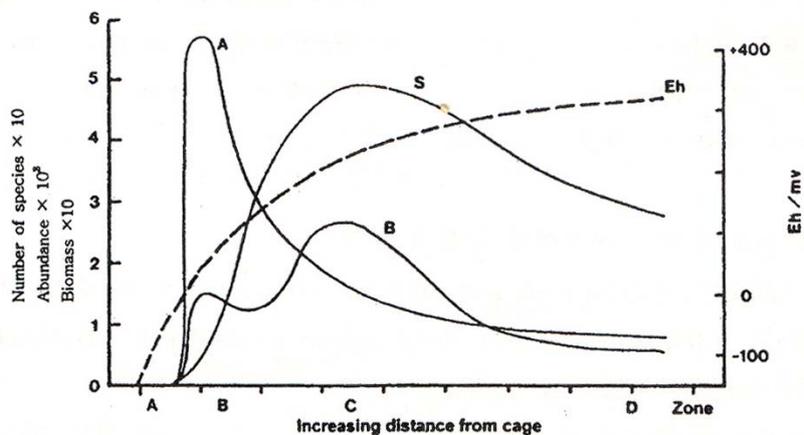


그림 2-1. 가두리양식어장의 오염경사도에 따른 저서동물 군집의 천이상태

3. 퇴적물오염의 생물지표종(Bioindicators of sedimentary enrichment)

해양 퇴적물에는 유기오염을 나타내는 다양한 종들과 특정오염에 대한 생물종 또는 그룹이 존재하며 퇴적물이 교란될 정도로 심하게 오염되었을 경우 유기오염 정도를 나타내는 이들 종들이 출현한다(Pearson and Rosenberg, 1978; Pearson et al, 1983; Brown et al., 1987; Weston, 1990). 전 세계적으로 오염이 심한 해양 퇴적층에서는 *Capitella sp.*와 같은 극소의 기회적 대형 동물들이 높은 풍도로 우점한다. *Capitella sp.*는 소형 침강물식자(deposit-feeding)인 다모류(polychaete)로써 저서(benthic) 및 표서(pleagic)에 유충을 퍼트릴 수 있고 유기물이 풍부한 퇴적물에서 자라고 산소소비량이 적어(Chareonpanich et al., 1994a), 해상 가두리 양식어장의 저층에서 내서동물종이 거의 없는 퇴적물에 빨리 입식된다. 이런 조건하에서 주로 발견되는 다른 다모류 종은 북유럽 해양의 경우 *Malacoceros*와 *Ophryotrocha*와 같은 *Spionoid* 및 *Ophryotrochid* 그룹이다. 대형 육식성 선충류(nematodes worms) 역시 아주 오염된 지역에서 우점한다.

아한대 해역의 경우 약간 오염된 퇴적물에서 다모류 그룹은 우세하지만 *Capitellid*, *Spionid* 및 *Cirratulid* 과(科)의 종들이 많이 포함되어 있고 이런 조건하에서 *Tellinid* 및 *Erinacean* 과(科)의 현탁물식자인 소형 이매패(bivalve)들이 존재한다. 유기물의 유입이 감소하고 정상적인 환경상태에 도달하면, 이러한 중간 개체군들이 훨씬 다양해지고 점진적으로 대체된다. 퇴적물의 오염도가 낮은 퇴적물의 적절한 생물지표종(bioindicators)은 없는데 지역적인 조건 및 개체군이 저서동물의 서식상의 구성을 지배하기 때문이다(Black, 2001).

제3절 가두리양식어장의 퇴적물 오염실태

가두리양식어장의 환경실태에 관한 연구는 노후양식어장의 효율적 저질개선 방안 연구보고서(국립수산과학원, 2003) 및 기타 특정 가두리를 대상으로 한 논문 등이 있다. 하지만 전국 연안의 가두리양식어장의 퇴적물 오염실태는 조사된 바가 없는 실정이다.

모든 환경관리의 시작은 환경문제의 파악 및 평가에서 비롯되듯이 퇴적물 관리의 시작은 퇴적물과 관련된 문제의 파악 및 문제의 심각성을 평가하는 작업에서 비롯된다. 수질의 경우 pH, 용존산소, 영양염류, 식물플랑크톤, 어류 등 여러 가지 항목들의 특성으로 부터 판정하는 정성적 종합평가, 특정항목에 의한 단일 파라미터에 의한 평가, 파라미터간 상관관계나 지수 등을 활용한 복수 파라미터에 의한 평가 등 다양한 방법이 제시되고 있다. 그러나 퇴적물의 경우 관리를 위한 정책 수단 또는 저서동물의 정상적인 활동과 수질환경 보호를 위한 판단 기준으로 활용할 수 있는 퇴적물 기준도 일부 선진국에서 잠정기준 또는 권고기준의 형태로 설정되어 있는 등 퇴적물에 관한 평가방법이 극히 제한적이다.

지금까지 알려진 퇴적물 평가방법에는 조사지역의 농도와 표준물질 내 중금속 농도를 비교하여 중금속이 어느 정도 축적되었는지 판정하는 중금속 농축계수를 이용하는 방법, 퇴적물 내의 기저값을 이용하는 방법, 평행분배이론을 이용하는 방법 그리고 단각류의 사망률, 성체의 수정률과 발생률 등을 이용하는 생물검정법도 연구되고 있다. 그러나 국내의 경우 중금속이나 유기합성 화합물질의 경우 전국 연안어장에 대한 축적이 미흡함으로 이 방법의 적용에 의한 전국 연안어장의 퇴적물 평가는 어렵다고 판단된다.

또 다른 평가방법으로 퇴적물의 화학적산소요구량(COD), 산취발성황화물(AVS) 및 강열감량(IL)과 같은 유기오염 지표를 이용하는 것이다. 이 방법의 가장 큰 이점은 전국 연안을 대상으로 하여 축적된 자료가 가장 많다는 것이다. 일반 해역 퇴적물의 화학적산소요구량 농도는 $30\text{mg/g} \cdot \text{dry}$ 이하인 것으로 알려져 있고, $30\text{mg/g} \cdot \text{dry}$ 이상을 오염된 퇴적물로 분류하기도 하며(일본수산자원보호협회, 1980), 산취발성황화물(AVS)은 $0.2\text{mg/g} \cdot \text{dry}$ 에서도 생물영향이 있으며 인위적인

영향이 퇴적물을 변화시키기 시작하는 증거가 된다고 생각되어지므로 일본의 수산환경수질기준(일본수산자원보호협회, 1972)은 산취발성황화물(AVS)을 0.2mg/g · dry로 제시하고 화학적산소요구량에 대하여 20mg/g · dry로 정하고 있다.

강열감량의 경우 미국 「연방환경부(USEPA)」의 Sediment Quality Guideline 따르면 5%이하의 값은 비오염상태로 규정하고 있다.

노후양식어장의 효율적 저질개선 방안연구 보고서(국립수산과학원, 2003)에 의한 어류양식어장, 패류 및 해조류양식어장, 항만 및 공업단지 주변수역 등 해역 이용목적별 퇴적물 유기오염 지표 성분의 농도는 표 2-2와 같다.

표 2-2. 해역 이용 목적별 퇴적물 유기오염 지표 성분의 농도

(Unit : dry base)

	패류 및 해조류양식어장			어류양식어장			항만 및 공업단지		
	COD (mg/g)	AVS (mg/g)	IL (%)	COD (mg/g)	AVS (mg/g)	IL (%)	COD (mg/g)	AVS (mg/g)	IL (%)
남해	9.54~	0.01~	5.6~	18.41~	0.22~	6.9~	25.56~	0.18~	8.2~
	35.32 (17.86)	0.49 (0.16)	9.5 (7.8)	26.58 (23.74)	1.31 (0.82)	9.4 (8.2)	41.35 (31.73)	0.86 (0.34)	12.9 (10.0)
서해	1.49~	0.01~	0.5~						
	26.92 (7.01)	0.18 (0.04)	4.3 (2.6)						
동해	0.54~	0.01~	0.5~				7.18~	0.01~	3.8~
	8.04 (3.64)	0.12 (0.03)	4.8 (2.9)				26.88 (17.65)	0.14 (0.06)	11.6 (8.3)
전체	0.54~	0.01~	0.5~	18.41~	0.22~	6.9~	7.18~	0.01~	3.8~
	35.32 (9.7)	0.49 (0.08)	9.5 (3.9)	26.58 (23.74)	1.31 (0.82)	9.4 (8.2)	41.35 (25.33)	0.86 (0.22)	12.9 (9.2)

남해안의 경우를 분석하면 화학적산소요구량(COD)의 경우 어류양식어장의 평균값은 23.74mg/g · dry로 패류 및 해조류양식어장의 평균값 17.86mg/g · dry보다 높은 값으로 조사되었으며 일본의 수산환경수질기준 20mg/g · dry을 초과하고 있다.

산취발성황화물(AVS)의 경우 어류양식어장에서는 평균 0.82mg/g · dry로 패류 및 해조류양식어장의 평균값인 0.16mg/g · dry보다 상당히 높은 값을 보이고 있다. 이는 일본의 수산환경수질기준 0.2mg/g · dry보다도 4배정도의 높은 수치를 보이고 있다.

강열감량(IL)의 경우 어류양식어장에서는 평균 8.2%로 패류 및 해조류양식어장의 평균값인 7.8%보다 높은 값을 보이고 있으며 미국의 연방환경부의 기준 5%보다 약 1.6배 높은 값으로 조사 되었다.

가두리양식어장의 퇴적물이 오염도를 판단하는 기준이 설정되어 있지 않고 오염물질의 항목에 대해서도 판단기준이 다르겠으나 화학적산소요구량, 산취발성황화물, 강열감량의 유기오염도로 보았을 때에는 가두리양식어장의 퇴적물 오염정도는 패류 및 해조류양식어장에 비하여 높았으며 오염이 되어 있는 것으로 판단된다.

제4절 가두리양식어장의 고형물 침강량

가두리양식어장내의 유기성 오염퇴적물을 제거하기 위해서는 제거물량의 산정 방법이 있어야 하겠으나 가두리양식어장의 침강퇴적물은 양식어장의 규모(가두리의 크기, 가두리 깊이, 가두리의 밀집도 등)와 양식량(어종, 어류의 크기, 총 입식량), 사료형태(사료의 종류, 투입량) 등에 따라 달라지며, 양식어장이 존재하는 해역의 수심, 해수유동 특성 및 주변수역의 플랑크톤 양에 따라 변동하며, 유기물로 이루어진 침강물은 침강, 재부유, 분해 등의 과정을 거쳐 고형화되어 퇴적된다 (Westrich and Berner, 1984).

가두리양식어장의 퇴적물량을 산정하기 위해서 퇴적물량의 분포면적 및 퇴적깊이가 계산되어야 할 것이다. 퇴적물량의 분포면적은 기존 연구된 자료에 오염지표 생물, 유기물량의 측정 방법 등에 의하여 어느 정도 연구되어 있지만 퇴적물의 깊이에 대해 연구 조사된 것은 없다. 다만 퇴적물의 깊이를 추정하는 방법으로 사료의 침강량을 계산하여 유기물의 분해율과 퇴적율을 계산하는 방법이 연구되어져 왔다. 또한 해상어류가두리양식어장에서 발생하는 유기고형물 침강량과 저서생물 변동 예측을 위해 수치모델인 DEPOMOD을 적용한 연구도 있다(권, 2004).

해상어류가두리양식어장 인접해역의 자가오염실태와 대책('95~'99, 남해수산연구소)연구에 의하면 해상가두리양식어장 주변 퇴적물 조사결과 COD는 가막만, 오비도, 한산도 및 학림도가 대부분 오염기준(20 mg/g.dry)을 초과하고 있으나, AVS는 가막만과 학림도의 경우 기준치를 5배정도 초과하였으며 저서동물군집 내에서 다모류의 비율이 매우 높았고, 중수는 가두리와 인접한 지역(0~5m)에서 낮고, 20m 지점에서 최대였으며, 밀도는 양식어장에서 높고, 거리가 멀어질수록 감소하였다. 유기물 오염지표종인 *Capitella capitata*의 대량 번식하고 있었다.

남해안 통영지역 가두리양식어장 해수와 퇴적물 경계면에서의 chemical fluxes (심 등, 1997)를 연구하기 위하여 1995년 6월, 남해안 통영지역 가두리양식어장 해수와 퇴적물 경계면에서 입자상유기물의 수직유입량과 용존산소의 소모량, 영양염

류의 용출량을 관측하였다. 입자상유기물의 수집유입량은 저층고정식 sediment trap을 이용하였으며, 용존산소의 소모량과 영양염류의 용출량은 benthic chamber method로 측정하였다. 가두리양식이 연안 부영양화에 미치는 영향과 가두리에서 유출된 입자상유기물의 확산강도를 정량하기 위해 가두리 아래(수심 약 18m, Cage Site)와 가두리에서 수평으로 약 100m 가량 떨어진 곳(수심 약 32m, Control Site)의 해수와 퇴적물 경계면에서 암모니아와 인산염, 규산염의 용출량을 비교하고 탄소와 질소와 인의 mass balances를 추정하였다. 관측결과, 가두리정점(Cage Site)으로는 $6,400\text{mgCm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 의 입자상유기물이 유입되고, 동시에 $230\text{nmolO}_2\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ 이상의 용존산소가 소모되었다. 따라서 탄소의 경우, 가두리 아래 해저면으로 공급되는 유기입자의 약 40%에 달하는 양이 해수와 퇴적물 경계면에서 분해되며(ca. $2,400\text{mgCm}^{-2}\text{day}^{-1}$), 나머지 약 60%는 퇴적되어 매몰되는 것으로 보인다(ca. $4,000\text{mgCm}^{-2}\text{day}^{-1}$). 그러나 대비정점(Control Site)에서는 가두리정점에 비해 상대적으로 적은 양의 유기물유입과(ca. $4,000\text{mgCm}^{-2}\text{day}^{-1}$) 낮은 용존산소소모율이 관측되었다($75\text{ nmolO}_2\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$). 관측결과는 가두리에서 투기되는 대부분의 입자상유기물이 가두리 아래 해저면에 집중적으로 퇴적되고 있음을 보여주며 가두리 부근 해저면으로 확산되는 입자상유기물의 양은 가두리에서 멀어질수록 급속히 감소함을 시사한다.

해상어류가두리양식어장이 주변환경에 미치는 영향을 파악하기 위해 2003년 8월에 경남 통영시 미륵도에 설치된 해상어류가두리양식어장에서 거리를 증가시키면서 퇴적물로 유입되는 입자물질의 침강 플럭스, 퇴적물 내 유기탄소의 수직분포, 퇴적물의 산소소모율, 저서동물의 군집을 분석하였다(이 등, 2004). 이 연구에 의하면 입자유기물 침강 플럭스, 표층 퇴적물의 유기탄소 농도 및 퇴적물의 산소소모율은 가두리에서 멀어질수록 점차 감소하는 양상을 보여 가두리양식어장에서 유출된 유기물이 주변으로 확산되는 것을 나타냈다. 저서동물 중 다모류인 *Tharyx multifilis*, *Lumbrineris longifolia*, *Sigambra tentaculata*, *Capitella capitata*가 전체 군집에 88%를 차지하여 우점하였으며, 특히 오염지표종인 *Capitella capitata*는 반경 5m이내에서만 출현하였다. 퇴적물의 산소소모율 및 저

서동물의 군집을 이용하여 추정된 유기물의 오염 영향권이 잘 일치하여 가두리양식어장을 중심으로 반경 10m 내외에 유기물이 집중적으로 퇴적되고 있으며 최소한 50m까지 영향을 주는 것으로 파악되었다. 가두리양식어장에서 퇴적물로 유입되는 유기탄소 플럭스는 $2.14\text{gCm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 로 가두리양식어장에서 50m 떨어진 지점에 비해 약 2배 정도 큰 수치였다. 또한 유입된 유기물 중 약 50% $1.07\text{gCm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 가 상부층에서 분해되었다. 반면 50m지점에서는 유입된 유기탄소 중 30% ($0.3\text{Cm}^{-2}\text{day}^{-1}$)가 재순환되며 나머지 70%는 퇴적되는 것으로 나타났다.

남해안 가두리양식어장 밀집해역의 대형저서동물 군집에 대한 연구(정, 2002)로써 가두리양식어장 밀집해역인 가막만의 월호도와 통영의 학림해역에서 가두리양식이 생태계에 미치는 영향을 알아보기 위해 1998년 11월에 저서동물을 채집하였다(정, 2002). 가두리양식어장 인접지역에서 저서동물은 종의 수, 밀도, 다양도에 있어서 급격한 변화를 보였으며 이런 변화는 가두리로부터 30m 이내에서 나타났다. 가두리로부터 5m 이내에서 낮은 다양도와 높은 밀도를 보였으며 유기물 오염 지표종인 *Capitella capitata*가 우점하였다. 15~30m 지점에서는 높은 종 수와 밀도를, 그리고 가두리가 설치되지 않은 대조구에서는 높은 다양도를 보이는 정상적인 환경인 것으로 나타났다. 따라서 가두리로부터 0~5m 지점은 유기물에 의해 심하게 부영양화 되었으며 15~30m 지점은 부영양화 상태인 것으로 여겨진다. 이와 같은 결과를 종합해 볼 때 가두리양식어장은 다른 형태의 유기물오염과 유사한 영향을 주는 것으로 나타났다.

해상어류가두리양식어장이 주변환경에 미치는 영향을 평가하기 위하여 통영주변의 해상가두리양식어장의 2개소를 선정하여 해수유동특성조사, 수질특성조사, 퇴적물특성조사, 저서생물조사 및 고형물의 침강량조사를 실시하였다(권, 2004). 모델을 이용한 가두리 양식어장의 고형물 침강량과 유기고형물이 저서생물의 군집에 미치는 영향을 연구한 결과 가두리양식어장의 저서생물의 우점종은 1개소에서는 *Capitella capitata* 57.8%, 다른 곳에서는 *Tharyx multiformis* 59.9%, *Lumbrineris longifolis* 18.5%로 우점하였고, 가두리로부터 5~10m 거리 내에서

내서동물섭식지수(ITI)가 20미만으로 심각하게 오염된 것으로 나타났다. 고형물의 침강량을 알기 위한 트랩조사 결과 가두리양식어장의 고형물 침강량은 1개소는 가두리 중심에서 $34,485\text{gm}^{-2}\text{yr}^{-1}$, 42m 떨어진 거리에서는 $18,915\text{gm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ 이었고, 다른곳은 가두리중심에서 $40,034\text{gm}^{-2}\text{yr}^{-1}$, 68m 떨어진 거리에서는 $15,327\text{gm}^{-2}\text{yr}^{-1}$ 이었다. 조사결과 유기고형물은 지형적 특징, 해수 유동 등에 따라 차이가 있으나 가두리양식어장의 가장자리로부터 15~20m 거리 범위 내에서 집중적으로 침강 퇴적되는 것으로 나타났다.

모델 예측결과 양식어장의 생사료 및 습사료 미섭이율 40%로 추정되며, 연간 총 고형물 침강량은 $63,401\text{kg}$ 으로 연간 사료 총 투입량의 24.4%이며, 가두리 양식 어장에서 발생하는 고형물의 침강면적은 $8,450\text{m}^2$ 로 가두리면적의 약 16배 되는 면적에 고형물이 침강되는 것으로 예측되었다.

제 3 장 퇴적물 적정 제거 방안

제1절 서 설

퇴적물은 ‘수질환경보전법’, ‘해양오염방지법’, ‘하천법’, ‘폐기물관리법’, 등에서 오니, 퇴적물, 침전물, 토사, 골재 등 다양한 용도로 표현되고 있다. 이 등(1998)은 퇴적물이 수서생물 혹은 국민건강에 악영향을 미칠 수 있는 농도 이상의 중금속, 다환방향족탄화수소(PAHs), 유기염소계 농약, 폴리클로리네이티드비페닐(PCBs) 등의 유해화학물질을 포함하는 경우 오염퇴적물이라 하였다. 오염 퇴적물을 제외한 퇴적물을 일반퇴적물이라 하고, 악영향을 미칠 정도로 유해화학물질은 포함하지는 않으나 유기물, 인, 질소 등의 영양염류를 많이 포함하여 수질오염의 원인이 될 수 있는 퇴적물은 오염퇴적물과 구분하기 위해 유기오염퇴적물이라 구분하였다. 이와 같은 측면에서 볼 때 일반적으로 양식어장 퇴적물의 경우 유기오염퇴적물이 많고 항만이나 공업단지 주변수역의 퇴적물은 오염퇴적물이 많을 것으로 판단되나 여기서는 두 가지의 경우를 특별히 구분하지는 않았다.

선진 각국에서 오염퇴적물 관리 개선은 유해화학물질로부터의 수서생물과 국민건강을 보호하고 수질개선의 측면에서 많은 연구가 진행되었으나 우리나라와 일본 등 연안수역의 수산 이용도가 높은 나라들에서는 양식생물의 생산성 유지의 측면에서도 접근되고 있다. 그러므로 퇴적물의 개선을 위해 관리상 요구되는 판단의 기초가 되는 퇴적물의 환경기준 설정이 선행되어야 한다. 퇴적물 환경기준은 저생생물 환경보호, 야생생물 보호, 국민건강보호 등 설정대상에 따라 다르게 주어질 수 있고 특정사업, 특정지역에 적용되는 것인지, 전국적으로 적용될 수 있는 것인지 적용 범위에 따라서도 그 성격이 달라질 수 있다. 또한 퇴적물 관리의 목적 상 단순히 오염여부를 예비적으로 판단하는 척도로 사용되는지, 오염퇴적물의 정화기준인지, 독성여부를 판단하는 기준인지, 양식생물의 서식과 관련된 기준인지 등 사용목적에 따라 달라질 수 있다. 선진 각국의 오염퇴적물의 정화방법은 적용범위, 퇴적물 개선의 목적 등에 따라 개선방법이 다르게 적용되고 있으나 실제 적용되고 있는 해저오염퇴적물의 정화는 육상오염물질의 저감기술에 비해 실용화된 기술은 극히 제한적이다.

제2절 연안 퇴적물의 오염원과 생태계에 미치는 영향

1. 오염원

생태학적으로 퇴적물은 저서생물이 부착 또는 생활할 수 있는 공간을 제공하는 수계의 중요한 요소로 수체(water body)와 유기적으로 연결되어 있다. 일반적으로 해저 퇴적물은 육지, 대기 및 해양생태계 자체순환에서 생성된 물질의 침전으로 형성된 것을 말하나, 연안의 해저퇴적물은 주로 육지로부터 유입되어 해저에 쌓이는 모래, 점토, 유기물질, 광물질을 통칭한다. 그러므로 연안의 해저퇴적물을 오염시키는 주된 인자는 육지로부터 유입된 산업폐수 및 도시하수이며, 그 외 식물성 플랑크톤과 같이 자체적으로 생성되는 자생유기물, 수산생물의 양식과 선박에 의한 오염이 일부분을 차지한다.

가. 생활하수 및 공장폐수에 의한 오염

생활하수는 음식쓰레기, 합성세제, 분뇨 등으로 유기물이나 영양염류를 많이 함유하고 있다. 육상으로부터 발생한 유기물질은 미생물에 의해 분해되는 과정을 거치면서 해양으로 유입하고 미분해된 유기물질은 퇴적물 내에 축적된다. 또한 유기물이 분해되어 발생하는 다량의 질소와 인이 해양으로 배출되어 식물플랑크톤의 증식을 촉진함으로써 자생유기물의 생성을 유발한다.

산업활동으로 인해 배출되는 폐수는 일반적으로 유기물질이 함유된 부유물질의 농도가 높으며, 중금속이나 유해화학물질을 함유하는 경우가 많다. 중금속이나 유해화학물질의 경우 저농도로 해역에 유입될 경우에도 연안 퇴적물 내에 축적되고 먹이사슬 과정을 거치면서 문제시되는 경우가 많다.

나. 농·축산폐수

농경활동에 이용되는 각종 농약에는 살충제, 살균제, 제초제, 착색제, 방부제 등 그 종류가 400여종에 달하는 것으로 보고하고 있으며(교육인적자원부, 2002), 인이나 질소성분을 함유한 각종 비료도 인구 증가에 따른 생산 증대를 목적으로 활발

히 사용되기 시작했다. 이들 농약이나 비료성분은 빗물이 토양을 통과하거나 지표수로 흐를 때 해양으로 유입되며, 먹이사슬 과정 또는 자생유기물 생성과정을 통하여 해저의 퇴적물을 오염시키는 원인이 된다. 가축사육으로 인한 오염은 주로 가축분뇨에 포함되어 있는 유기물을 비롯하여 인과 질소 때문이다. 가축분뇨의 많은 부분은 유기질비료 등으로 재이용되거나 일부는 하천을 통해 바다로 흘러든다.

다. 양식어장 자가오염

대부분의 양식어장은 만을 중심으로 발달되어 왔기 때문에 양식생물의 배설물이나 사료찌꺼기 등이 외양으로 확산되지 못하고 인근해역의 저층에 축적되기 쉬운 지형적인 특징을 지니고 있다. 그러므로 같은 장소에서 집약적으로 장기간 양식을 하게 되면 사료찌꺼기나 양식생물의 배설물이 바닥에 퇴적하게 되고 자정능력을 초과할 경우 연안역의 주요한 오염원으로 작용하게 된다. 이와 같이 양식어장에 의한 자체오염을 육상기인 오염원과 구분하여 양식어장 자가오염이라 한다.

(1) 패류 양식어장의 자가오염

굴, 피조개와 같은 패류는 해수중에 존재하는 식물플랑크톤과 같은 자연산 먹이를 섭취하여 성장하고 대사의 부산물로서 배설물을 수중으로 배출한다. 참굴의 배설량은 우리나라의 경우 64.7~82.7mg/개체/일 범위에 평균 73.0mg/개체/일(국립수산진흥원, 1990), 일본의 경우 2~174mg/개체/일 범위에 평균 86mg/개체/일(補木, 1981) 정도인 것으로 보고하고 있다. 이들 배설물질 중에는 유기탄소가 2.6~20%, 유기질소가 0.3~31%(補木, 1981)로 유기물이 함유되어 있으므로 수심이 낮고 조류소통이 원활하지 못한 내만 양식어장에서 밀식 상태로 오랜 기간 양식을 행할 경우 배설물의 퇴적에 의하여 유기물이 축적되게 되며, 자연정화 능력을 초과할 경우 용존산소 부족, 황화수소 발생으로 양식어장의 생산성이 낮아지게 된다. 이러한 현상은 우리보다 양식의 역사가 긴 일본 등에서 이미 경험한 바 있다.

(2) 어류양식어장의 자가오염

어류는 사료와 같은 인위적인 먹이를 투여하여 양식을 한다. 따라서 자가오염은

양식 어류에 의해 섭취되고 남은 사료와 어류의 배설물에 의해 발생한다. 인근 수역의 저층에 퇴적되는 양은 어종이나 사료의 종류에 따라 차이는 있겠으나 그림 3-1과 같이 냉동사료 중의 질소함량을 100으로 할 때 바닥에 퇴적되는 비율은 2~31%로 보고되고 있다.

사료 종류별로 잔사량을 살펴보면 갈린 상태인 생사료의 70%, 절단상태의 생사료는 30%, MP사료의 15~20%, 고품사료(DP, EP사료)의 3% 이하로 추정되고 있다. 어체 외부로 배설되는 사료량이 가장 낮은 것이 고품사료(DP, EP사료)이기 때문에 고품사료가 생사료에 비해 양식어장 환경에 적은 영향을 미치는 것이 사실이다. 이처럼 생사료 및 MP사료 중심의 양식은 환경친화형인 배합사료(DP, EP사료)를 이용했을 때에 비해 양식어장의 환경오염을 크게 가중시키는 원인으로 작용한다.

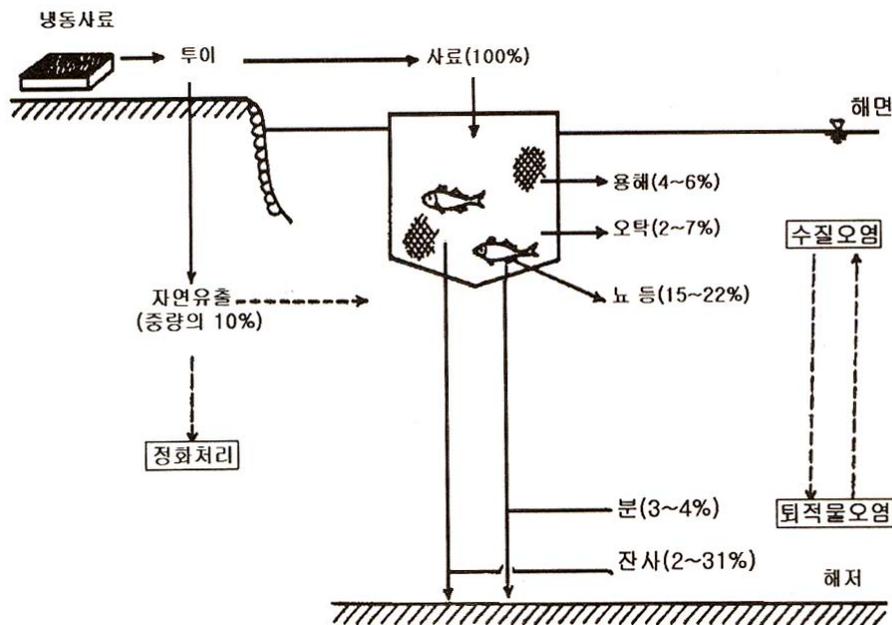


그림 3-1. 어류 양식어장 자가오염 물질의 어장 내 거동

라. 간척·매립에 의한 오염

간척·매립 과정에서는 부유토사가 발생하며 최종적으로 연안 바닥에 침강된다. 침강된 오염물질은 퇴적물속에 축적되었다가 확산, 재부유, 생물교란 등의 물리, 화학 및 생물학적 과정에 의해 다시 수중으로 용출되어 수질과 수계에 직·간접적

인 악영향을 미치게 된다.

마. 대기로부터 유입

대기로부터 오염물질이 해양으로 유입되는 경로는 해면에서의 기체교환, 강하분진 그리고 강우시 유입 등으로 나눌 수 있다. 오염물질의 종류로는 방사능물질의 낙진, 황사물질의 강하, 불안전하게 연소된 대기오염물질을 비롯한 유기성 오염물질 그리고 무기영양염 등이 있다. 대기에 의해 운반되는 입자는 그 크기와 주변 환경에 따라 발생원으로부터 비교적 짧은거리에 떨어지나 때때로 상당히 먼 거리까지 운반될 수 있다.

2. 퇴적물이 수서생태계에 미치는 영향

수질 및 수서생태계에 대한 퇴적물의 악영향은 오래 전부터 많은 연구가 진행되어 비교적 잘 알려져 있다. 오염된 해저퇴적물이 수질 및 생태계에 미치는 영향은 다음과 같다.

가. 수체의 용존산소 결핍

퇴적물에 포함된 유기물은 미생물에 의해 산소를 소모하면서 분해된다. 만일 이 과정에서 수층(水層)의 혼합이 이루어지지 않아 지속적인 산소공급이 중단되면, 유기물이 다량 포함된 퇴적물 주위의 산소가 고갈되어 퇴적물 내의 저서생물은 생존에 위협을 받게 된다. 더욱이 유기물을 분해하는 미생물은 무산소 환경에서는 황화수소 등의 유독성가스를 생성하는데 이는 저서생물의 생존에 악영향을 미치게 된다.

나. 수질의 부영양화 초래

침전된 유기물이 분해되어 퇴적물이 환원할 수 있는 환경이 되면 퇴적물중에 존재하는 불용성인산제Ⅱ철은 가용성인 인산제Ⅰ철로 용존되어 인산염 용출은 용존산소가 많을 때에 비해 현저하게 증가하게 된다. 퇴적물의 오염에 의해 발생한

저층의 고농도 영양염류가 연직혼합에 의해 생산층으로 회귀할 경우 계절적 적조 발생의 해황 조건을 제공하므로 결국 새로운 유기물을 형성하게 되며 그림 3-2와 같이 끊임없이 물질순환 과정을 거치면서 수질은 점차 부영양화 된다.

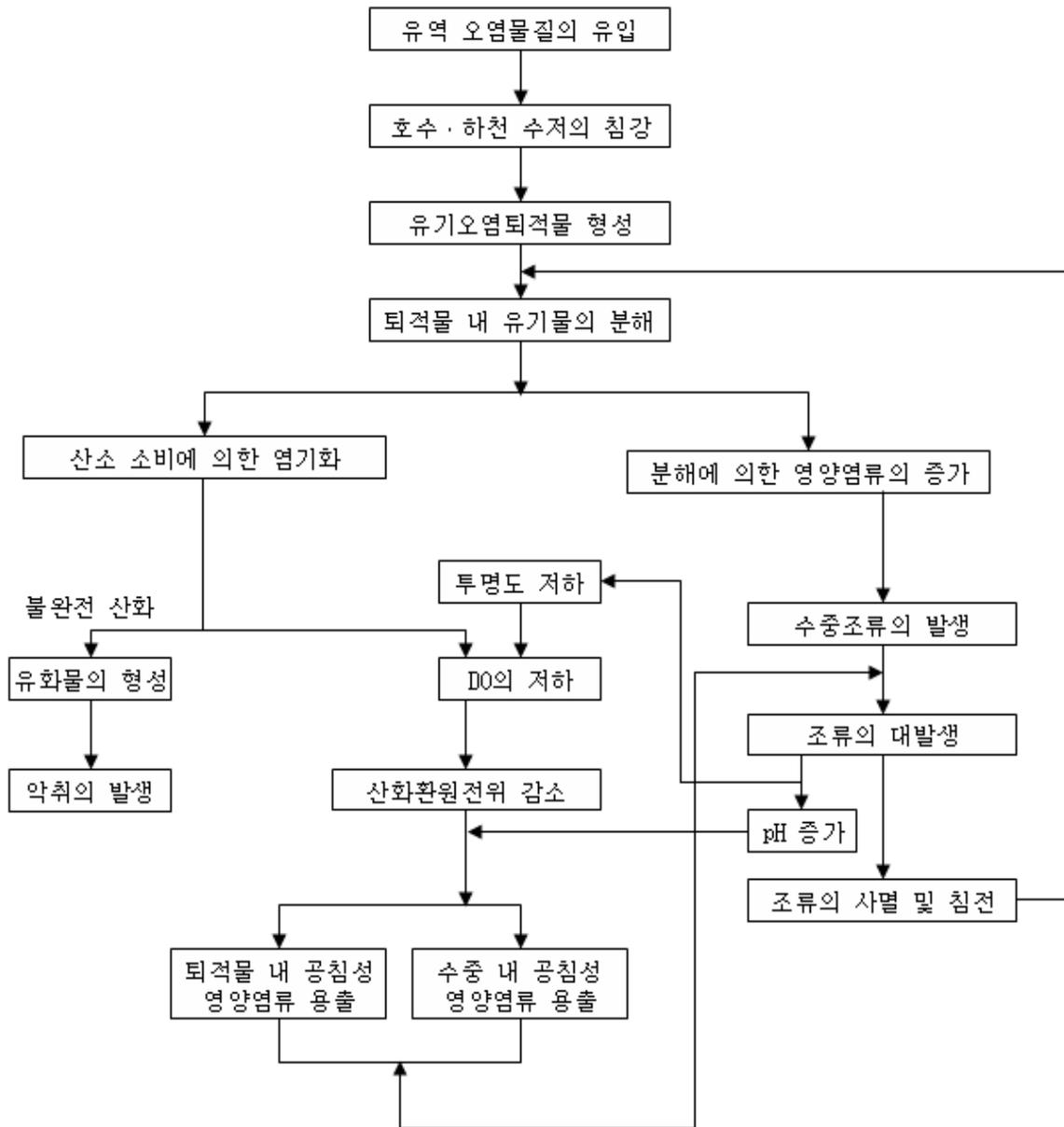


그림 3-2. 연안역에서 퇴적물과 수층 사이의 물질순환 과정(국립환경연구원, 1990).

다. 수생생물의 악영향

퇴적물에 포함된 중금속 등의 유해물질은 환경의 변화에 따라 생지화학적 반응을 통해 수중으로 재용출되어 수생생물에게 악영향을 미친다(그림 3-3). 또한 오염 퇴적물은 퇴적물에 서식하는 저서생물은 물론이고 먹이사슬을 통해 연결되어 있는 수생생물, 나아가 인류의 건강에도 큰 악영향을 미친다는 사실이 최근 일련의 연구(표 3-1)에 의해 명확히 밝혀지고 있다.

퇴적물에 포함된 DDT, PCBs, 납(Pb), 다이옥신, 키폰 등과 같이 생물농축성이 큰 유해물질들은 저서생물의 생체에 축적되어 먹이사슬을 통해 다음 단계의 소비자로 전달되는데 이때 생체내 농도는 최종 소비자로 갈수록 급격히 증가하게 된다.

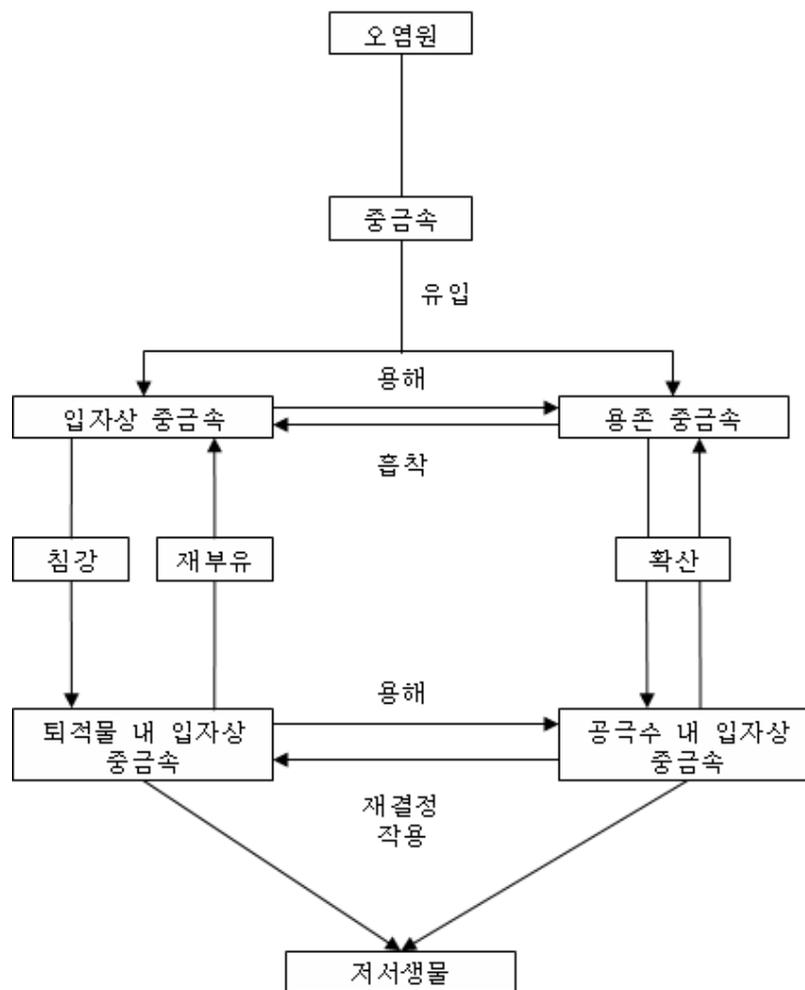


그림 3-3. 연안역에서 퇴적물과 수층 사이의 중금속 이동 (이 등, 2000).

표 3-1. 오염 퇴적물의 영향 (이, 1998)

지 역	내 용
퀸시만, 뉴 베드포드항, 메사츄세츠	◦ 퇴적물 및 해양생물이 고농도의 PCBs, PAHs, 중금속에 오염된 결과 지역 주민의 암 발생률 증가
푸켓 사운드, 워싱턴	◦ 어류내 PCBs와 해초 내 PAHs에 의해 주민 25% 암질환 발생
LA롱비치항, 캘리포니아	◦ PCBs, DDT, DDT 대사산물에 오염된 퇴적물로 인해 체내에 고농도의 DDT 및 DDT 대사산물 축적
미시간호	◦ 어류내에서 20ppm의 PCBs검출 어류의 섭취기간에 비례하여 체내 PCBs 축적량 증가 ◦ 어류 미섭취자에 비해 섭취자의 체내 PCBs 농도 증가 ◦ 체내 PCBs 농도가 높을수록 자녀에게 미치는 영향 증가
뉴욕	◦ 하천 퇴적물의 20% 이상이 오염되었고 호수는 전체의 약 90% 정도가 PCBs에 오염. 이외 퇴적물 오염물질로는 DDT, 클로르데인, 수은 등이 밝혀지고 어류 섭취에 대한 금지 또는 경고
파고파고, 사모아	◦ 고농도의 PCBs, 유류, 그리스, 중금속 등에 오염된 퇴적물로 인해 심각한 뇌손상, 암 발생률 증가, 비발암성질환 증가
오대호	◦ 고농도의 유기물과 중금속에 오염된 퇴적물로 인해 어류 섭취를 통한 암 발생률 증가
엘리자베스강, 버지니아	◦ PAHs로 인한 퇴적물 오염 ◦ 퇴적물의 오염물질과 어류의 손상 및 질환사이에 상관관계 입증
커멘스먼트만, 워싱턴	◦ 조사지역의 46%가 퇴적물로부터 심각한 독성 유발
오대호	◦ 퇴적물의 PAHs 오염과 어류내 암 발생과의 관련성 입증 ◦ 오하이오주 블래강의 고농도 PAHs로 오염된 퇴적물과 서식 메기류의 종양 발생률 증가 및 인간의 간암 발생률 증가와의 인과관계 입증 ◦ 유기염소계에 오염된 지역에서 제비갈매기의 낮은 번식률 관찰 ◦ 고농도의 PCBs로 오염된 어류로 사육된 멍크의 낮은 번식률 관찰

예를 들면 수중 농도가 0.000003ppm인 농약성분 DDT는 동물플랑크톤에서는 0.04ppm, 동물플랑크톤의 포식자인 소형어류에서는 0.5ppm, 소형어류의 포식자인 대형어류에서는 2ppm, 대형어류의 포식자인 조류(鳥類)에서는 25ppm으로 나타나 먹이사슬을 거치면서 백만배 이상 농축되는 것으로 보고하고 있다.

이러한 오염물질들에 의한 기형어류 발생, 생물 다양성 감소, 암발생률 증가 등의 악영향이 보고 된 바 있으며 오염된 어패류를 섭취할 경우 인체에도 심각한 영향을 미칠 수 있어 미국에서는 오염 퇴적물이 분포하는 1천2백개 수역에서 포획된 어류에 대한 소비를 제한하고 있다.

제3절 퇴적물 환경기준

가두리양식어장 내의 유기퇴적물을 제거하기 위해서는 오염도의 기준이 있어야 할 것이다. 현재까지 가두리양식어장내의 퇴적물을 준설한 사례가 없기에 퇴적물의 오염도 기준이 마련되어 있지 않다. 이에 준설에 관련된 퇴적물 환경기준을 알아보려고 한다.

오염된 퇴적물을 준설하기 위해서는 준설적용여부, 준설공법, 준설범위, 준설량, 준설퇴적물 처리방법 등을 결정할 수 있는 퇴적물 환경기준이 있어야 한다. 국내에서는 퇴적물에 대한 환경기준이 없어 준설시에는 외국의 경험을 참고하고 있는 실정이다.

또한, 준설을 위한 퇴적물 환경기준은 준설 목적에 따라 큰 차이가 있고 같은 목적이라 하더라도 그 지역의 조건이나 상수원으로 사용여부, 기타 수자원 이용현황에 따라 그 기준이 달라질 수 있기 때문에 환경친화적이고 경제적인 준설을 위해서는 지역적 특성을 고려한 퇴적물 환경기준이 필요하다.

따라서 국내에 적용한 외국의 퇴적물 환경기준 사례 및 미국, 캐나다, 일본 등에서의 퇴적물 환경기준을 소개하고자 한다.

1. 국내의 퇴적물 환경기준

국내에서 오염된 퇴적물을 준설하기 위해 제안된 퇴적물환경기준은 배경농도법(Background Concentration Approach)으로 산정한 유기물질농도에 한정되어 있었다. 또한 Sediment Quality Guidelines(SQG), Sediment Quality Criteria(SQC), Sediment Quality Standards(SQS)의 개념이 확립되어 있지 않지만 몇개의 연구(서울특별시, 1993; 환경부, 1993; 속초시, 1995; 권영택 등, 1997)에서 제시하고 있는 퇴적물의 오염판단 지표는 SQG 정의와 유사하다.

국내에서의 오염퇴적물의 제거는 1980년 후반에 들어서야 관심을 갖기 시작하였는데, 마산만의 퇴적물 준설사업을 비롯하여 1993년에는 팔당호 수질개선을 목적으로 “팔당호 퇴적물 준설사업 기본계획”의 수립시에 외국사례를 중심으로 하여 준설기준을 제시한 바 있다.

1993년 한강 하류에서 오염된 퇴적물을 준설하기 위해 사용한 기준은 일본의 사례와 한강 하류의 특성을 고려하여 표 3-2와 같이 설정하였다. 측정항목은 T-N, T-P, 강열감량, COD, 황화물의 5개 항목으로 기준을 초과하는 항목이 잠실 수중보 상류는 2개 이상, 하류는 3개 이상이고 동경만의 평가방법에 의한 평가점이 6점이상을 퇴적물 환경기준으로 설정하였다. 특히 잠실수중보 상류는 상수도 취수역으로써 기준을 강화하였다(서울특별시, 1993).

표 3-2. 한강 퇴적물 제거기준

항목	기준
T-N (mg/kg)	> 2,000
T-P (mg/kg)	> 1,000
Ignition Loss (%)	> 10
COD (mg/g)	> 20
Sulfide (mg/g)	> 1

팔당호의 오염된 퇴적물 준설을 위한 퇴적물 환경기준은 표 3-3과 같다. 측정항목은 T-N, T-P, 강열감량, COD의 4개 항목이고, 기준을 초과하는 항목이 2개 이상인 퇴적물일 경우 준설에 적합하다고 제안하였으며, 다른항목은 기준을 하회하나 특정항목의 농도가 기준치 보다 매우 높은 지역이 있을 경우 이 지역도 준설범위에 포함하도록 되어 있다.

표 3-3. 팔당호 퇴적물 제거기준

항목	기준
T-N (mg/kg)	> 1,100
T-P (mg/kg)	> 800
Ignition Loss (%)	> 7
COD (mg/g)	> 20

청초호에서 오염된 퇴적물을 준설하기 위한 퇴적물 환경기준은 청초호와 유사한 환경인 일본 동경만(東京灣)의 준설 평가기준을 이용하여 강열감량, COD, 황화물의 오염도 평가점이 6점 이상을 퇴적물 환경기준으로 표 3-4와 같이 제안하였다(속초시, 1995).

표 3-4. 청초호 퇴적물 제거기준

Ignition Loss (%)	Grade	COD (mg/g)	Grade	Sulfide (mg/g)	Grade
0 ~ 5	0	0 ~ 13	0	0 ~ 0.6	0
-	-	13 ~ 20	1	0.6 ~ 1.0	1
5 ~ 15	3	20 ~ 30	2	1.0 ~ 5.0	2
-	-	30 ~ 40	4	5.0 ~ 10	4
> 15	6	> 40	6	> 10	6

또한, 마산만은 U.S. EPA와 USACE가 육수와 해양에서 준설된 퇴적물의 오염 정도를 평가하기 위해 1977년에 개발한 퇴적물 환경기준을 경남대학교 권영택 등(1997)이 적용한 바 있다.

2. 국외의 퇴적물 환경기준

가. 미국

미국에서는 하천이나 항만의 준설에 대해 많은 연구결과가 축적되어 있고 준설 시에 적용하는 퇴적물 환경기준이 개발되어 있다. 대부분의 준설은 항로유지를 위해서 이루어지고 항로유지를 위한 준설은 U.S.Army Corps of Engineers(USACE)에서 관리하고 있다. USACE는 1824년 미국의회가 오하이오와 미시시피 강의 장애물과 모래톱을 제거할 것을 결정하면서 준설업무에 관여하게 되었다.

현재 미국에서 준설업무는 National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Environmental Protection Agency(EPA), U.S.Army Corps of Engineers

(USACE), Department of the Interior(DOI)에서 관리하고 있으며 각 주정부도 관여하고 있다. 준설관련 법안은 환경개선이 목적인 경우에는 Comprehensive Environmental Response, Cleanup, and Liability Act(CRECLA), the Resource Conservation and Recovery Act(RCRA), Clean Water Act(CWA)가 적용되고 항로유지가 목적인 경우에는 the Costal Zone Management Act(CZMA), Endangered Species Act(ESA), the Rivers and Harbors Act(RHA)가 관련되어 있다(National Research Council, 1997).

1970년대부터 현재까지 미국에서 개발된 SQG, SQC를 개략적으로 살펴보면 표 3-5와 같다.

표 3-5. 미국내 존재하는 퇴적물 환경기준내용

Criteria and Source	Comments
Federal Water Quality Administration Criteria for Maximum Allowable Contaminants in Dredged Material, Washington, 1973	Single Parameter criteria
U.S. EPA, Region V, Guidelines for Classifying Sediments of Great Lakes Harbors(Annon. 1997) Wisconsin Department of Environment :	Variable parameter criteria (non-polluted, moderately pollutes, heavily polluted) Single parameter criteria
sediment quality criteria(Sullivan et al. 1985) Ontario Ministry of Environment :	Variable parameter criteria (no effect level, lowest effect level, 1
Sediment quality criteria(Persaud et al. 1989) Ontario Ministry of Environment :	limit of tolerance level) Variable parameter criteria
dredged material disposal classification criteria (Anon. 1988) Beak Consultants ltd :	Variable parameter criteria (single parameter and normalization against TOC in bulk sediment)
Sediment quality guidelines((Hart et al. 1988) NOAA's National Status and Trends Program	Variable parameter criteria (single parameter and normalization against TOC in bulk sediment)
Sediment quality guidelines, 1996 Washington State Department of Ecology :	Single parameter criteria
marine sediment quality standards(chemical criteria) Washington State Department of Ecology :	Single parameter criteria
Puget Sound marine sediment impact zones (max. chemical criteria) Washington State Department of Ecology :	Single parameter criteria
Puget Sound marine sediment cleanup screening levels and minimum cleanup levels (chemical criteria)	

미국에서 개발된 최초의 퇴적물 환경기준은 1973년 연방수질국(Federal Water

Quality Administration)이 제안하였다. 이것을 EPA가 채택하였고 현재 이 기준은 “Jensen Criteria”라고 알려져 있다(Giesy and Robert, 1990). 이 최초의 기준은 표 3-6에서와 같이 7개 항목에 대해 퇴적물을 화학분석하여 규제치를 설정하였고 한 가지 항목이라도 규제치를 초과하면 오염된 퇴적물로 분류하였다.

표 3-6. 연방수질국의 퇴적물 환경기준(Anon, 1973)

항 목	기준치*
Total Volatile Solids (TVS)**	6.0
Chemical Oxigen Demand, COD	5.0
Total Kjeldahl Nitrogen (TKN)	0.10
Oil and Grease	0.15
Mercury	0.0001
Lead	0.005
Zinc	0.005

주) * : All values as % dry weight

** : $TVS \text{ \% (dry)} = 1.32 + 0.98(\text{COD \%})$

1977년 U.S. EPA와 U.S. Army Corps of Engineers(USACE)는 표 3-7과 같은 퇴적물 환경기준을 개발하여 육수와 해양에서 준설된 퇴적물의 오염정도를 평가하였다.

Wisconsin Department of Natural Resources는 PCBs, 중금속류, 살충제류에 대한 기준을 표 3-8과 같이 개발하였고, Ontario Ministry of Environment(OME)는 1989년 No Effect Level, Lowest Effect Level, Limit of Tolerance Level로 오염물질의 농도를 구분한 퇴적물 환경기준을 개발하였다. OME의 퇴적물 환경기준은 저서생물에 대한 독성 실험 결과를 바탕으로 작성한 것이다.

표 3-7. 오대호 퇴적물 오염분류를 위한 지역환경보호청의 기준(Anon, 1997)

항 목	비오염	중간 오염	심한 오염
Volatile Solids(%)	< 5	5 ~ 8	> 8
COD	< 40,000	40,000 ~ 80,000	> 80,000
TKN	< 1,000	1,000 ~ 2,000	> 2,000
Oil & Grease [‡]	< 1,000	1,000 ~ 2,000	> 2,000
Phosphorus(P)	< 420	420 ~ 650	> 650
Lead(Pb)	< 40	40 ~ 60	> 60
Zinc(Zn)	< 90	90 ~ 200	> 200
Mercury(Hg)	< 1.0	N.A.	> 1.0
Cyanide(CN)	< 0.10	0.10 ~ 0.25	> 0.25
Iron(Fe)	< 17,000	17,000 ~ 25,000	> 25,000
Nickel(Ni)	< 20	20 ~ 50	> 50
Manganese(Mn)	< 300	300 ~ 500	> 500
Arsenic(As)	< 3	3 ~ 8	> 8
Cadmium(Cd)	-	-	> 6
Chromium(Cr)	< 25	25 ~ 75	> 75
Barium(Ba)	< 20	20 ~ 60	> 60
Copper(Cu)	< 25	25 ~ 50	> 50

주) * : hexane solubles

표 3-8 Wisconsin 자원국의 준설퇴적물의 수중처리를 위한 잠정기준

오염 물질	기준 (mg/kg, dry)
As	10.00
Cd	1.00
Cr	100.00
Cu	100.00
Pb	50.00
Hg	0.10
Ni	100.00
Zn	100.00
Heptachlor	0.05
Endrin	0.05
Aldrin	0.01
Chlordane	0.01
PCBs	0.05
Dieldrin	0.01
Toxaphene	0.05
Lindane	0.05

주) 출처 : Sullivan, et al., 1985.

미국 해양대기청(National Oceanic and Atmospheric Administration)은 National Status and Trends Program을 수행하면서 퇴적물에 함유된 유기오염물질(EPA, 1993)과 중금속(Long et al., 1995)의 오염도 평가를 위한 SQG를 제안하였다. 이 방법은 원래 Long and Morgan(1990)이 제시한 방법이고 미국의 플로리다주와 캐나다에서도 약간의 수정을 거쳐 이 방법을 사용하고 있다.

유기오염물질은 TOC로 평준화하였고, 중금속은 생물학적 영향에 따라 Effects Range Low(ERL)과 Effects Range Median(ERM)으로 구분하였다. 미국 연안 퇴적물을 조사한 결과 92%가 ERL를 초과하는 것으로 나타났고, ERM을 초과하는 곳은 33%로 나타났다. 그 외에도 OEM(1988), Hart(1988) 등이 다양한 기준을 제시하였다.

미국에서는 각 주정부나 관련기관에서 제시한 SQC, SQG를 Site-specific sediment quality criteria로 변형하여 퇴적물 준설에 적용하고 있다. 미국 전역에 적용되는 국가적 기준으로써의 퇴적물 환경기준을 설정하기 위한 연구가 EPA에서 활발히 진행 중이다.

나. 캐나다

캐나다의 국가적인 퇴적물 환경기준은 1988년 Canadian Environmental Protection Act(CEPA)의 적용을 받고 있으며, 주정부가 환경관련법률을 제정하고자 할 때 중요한 판단지표가 되고 있다. CEPA에는 주정부가 조사활동, 화학적 평가, 오염방지, 오염제어정책, 규제활동을 수행하도록 명시하고 있다(Smith et al.,1996). 국가적 기준은 각 주정부와 그 이하의 자치단체에서 어떤 활동에 대한 규제여부를 결정할 때 사용될 수 있다. 현재 캐나다는 Long & Morgan(1990)의 방법을 변형해 퇴적물에 대한 국가적 기준으로 사용하고 있다. Long & Morgan(1990)은 화학물질이 생물체에 미치는 영향을 평가하는 자료에서 악영향이 나타날 확률 10%이하의 농도(Effects Range Low)와 50%이하의 농도(Effects Range Median)로서 퇴적물 평가기준을 계산하였다. 이 두 단계의 기준은 거의 발생하지 않음(rarely), 가끔 발생함(occasionally), 자주 발생함(frequently)으로 나뉜다. 이러한 정의는 퇴적물과 결합한 오염물질의 독성은 오염물질의 농도가 높아지면 증가한다는 것을

가정하고 있다.

캐나다에서는 생물체에 악영향을 미칠 확률 20%이하를 TEL(Threshold Effect Level), 50%이하를 PEL(Probable Effect Level)로 정의하여 사용하고 있다(Smith et al., 1996).

다. 일본

일본에서는 1970년대 초부터 수질개선을 목적으로 준설을 실시하였는데 대부분 펌프준설선을 사용하였으며 준설퇴적물의 대부분을 매립하였다. 아직 국가적인 퇴적물 준설기준은 설정되어 있지 않고 각각의 준설사업에 따라 퇴적물 제거기준을 제시하고 있다. 1970년대 초부터 시작된 동경만 퇴적물 연구결과는 일본 퇴적물관리의 기초자료로 이용되고 있다.

일본의 퇴적물 환경기준을 보면 퇴적오니의 성분분석 없이 오염이 심한 연안지역을 준설하거나 퇴적오니의 색으로 준설기준을 삼는 경우도 있으나, 대체적으로 항목별 퇴적물 제거기준을 보면 COD는 20~40mg/g, 강열감량은 1~20%, T-N은 1,600~3,000mg/kg, T-P는 700~1,000mg/kg, 황화물은 1.0 mg/g의 범위인 것으로 조사되었다.

동경만(1972~1981)과 요코하마만(1973~1979)에서는 각각 2,400천m³, 691천m³의 퇴적물이 준설되었으며 이때 설정한 퇴적물 제거기준은 강열감량, COD, 황화물을 평가점으로 산정하여 6점 이상이면 제거하는 것으로 하였다(표 3-9).

표 3-9. 동경만과 요코하마만의 퇴적물 제거기준

Ignition Loss(%)	Grade	COD(mg/g)	Grade	Sulfide(mg/g)	Grade
0 ~ 5 <	0	0 ~ 13 <	0	0 ~ 0.6 <	0
		13 ~ 20 <	1	0.6 ~ 1.0 <	1
5 ~ 15 <	3	20 ~ 30 <	2	1.0 ~ 5.0 <	2
		30 ~ 40 <	4	5.0 ~ 10.0 <	4
15 ≥	6	40 ≥	6	10.0 ≥	6

나고야항은 1972~1981년에 걸쳐 729천m³의 퇴적물을 준설하였으며 퇴적물 제거기준은 강열감량, COD, 황화물 중 2개 항목에서 (+)로 평가되면 제거하는 것으로 하였다(표 3-10).

표 3-10. 나고야항의 퇴적물 제거기준

Parameter	Criteria	Evaluation
Ignition Loss	≥ 10%	+
	< 10%	-
COD	≥ 20 mg/g	+
	< 20 mg/g	-
Sulfide	≥ 1 mg/g	+
	< 1 mg/g	-

또한, 일본의 기타 지역에서 준설사업을 실시한 경우 적용된 퇴적물의 오염도를 표 3-11에 요약 정리하였다.

표 3-11. 기타 일본에서 실시된 준설사업별 퇴적물의 오염도

구 분	COD (mg/g)	I.L (%)	T-P (mg/g)	T-N (mg/g)	Sulfide (mg/g)	비 고
取訪湖	-	-	-	-	-	수심2.5m 보다 얕은지역
中海定道湖	30.0~36.6	12.6~16.0	0.65~0.69	1.61~2.68	-	흑색, 흑회색토
瀬湖内海	40	15~20	1.0	2.0~3.0	-	준설깊이 20~30cm
田子浦港	-	15	-	-	-	PCB:10ppm
名古屋港	20	10	-	-	1.0	2개이상 해당지역
關東地方	20~40	10~15	1.0	2.0	-	

라. 네덜란드

네덜란드의 퇴적물 환경기준은 Rotterdam항의 중금속에 대해서 퇴적물의 오염 정도를 크게 Slightly polluted, Moderately polluted, Polluted 그리고 Strongly polluted의 4가지로 평가하였다.

Strongly polluted sediment에 대한 SQC는 표 3-12에 제시하였다(NIVA,1990).

표 3-12. Rotterdam항의 심하게 오염된 퇴적물에 대한 SQC (NIVA, 1990)

Heavy metal	SQC (mg/kg, dw)
As	110
Cd	32
Cr	550
Cu	370
Pb	660
Hg	16
Ni	80
Zn	2330

이 SQC 평가는 네덜란드 해양퇴적물 오염수준의 Background level(BGL)과 비교하여 설정하였다. 또한 몇가지 유기화합물의 SQC는 노르웨이협만(Norwegian fiord)에 대해서 제안하였다(SEBA, 1996).

이 유기오염물질에 대한 퇴적물 환경기준은 $20\text{mg}\Sigma\text{PAH}/\text{kg dw}$, $0.5\text{mgB(a)P}/\text{kg dw}$ 및 $0.3\text{mg}\Sigma\text{PCB}/\text{kg dw}$ 으로 제시되었다.

제4절 배출 허용기준

가두리양식어장에서 인양한 유기 퇴적물의 고액분리 후 적절히 처리된 배출수의 허용기준이 있어야 하겠다. 배출수의 허용기준은 개별사업장 배출업소에서의 폐수배출허용기준과, 하수종말처리장에서의 방류수 처리기준, 그리고 수산물 양식 시설에서의 배출수 허용기준이 마련되어 있다. 이에 따른 배출수의 허용기준을 알아보고자 한다.

1. 배출 허용기준

배출허용기준은 개별배출업소에 적용하는 규제기준으로서 환경기준과 하천의 자정능력을 감안하여 설정하고 있다. 우리나라는 수질환경보전법 제8조 및 동법 시행규칙 제8조에서 28개 항목에 대하여 폐수배출허용기준을 설정하고 있고, 지역별로 4단계(청정, 가, 나, 특례지역)로 구분하여 적용하고 있으며, 또한 BOD, COD, SS의 경우 폐수배출량 2,000m³/일 이상과 미만으로 구분 설정함으로써 폐수배출허용기준을 지역별, 규모별로 차등 적용하고 있다.

따라서 폐수배출량 2,000m³/일 이상의 폐수 다량 배출시설은 더욱 엄격한 배출허용기준을 적용받게 되어 농도규제방식에 양적규제방식을 부분적으로 병행하고 있으며, 산업단지나 농공단지의 폐수종말처리구역 및 하수처리구역내에서 종말처리 시설에 폐수를 유입하는 배출업소에 대하여는 별도의 기준을 고시할 수 있도록 되어 있어, 익산산단 등 16개 산단과 울대농공단지 등 12개 농공단지의 폐수종말처리구역 그리고 광양시 광양하수처리구역 등 6개 하수처리구역내 배출업소는 별도로 완화된 배출허용기준을 적용받고 있다.

또한 1997년부터는 호소의 부영양화 방지를 위하여 환경부장관이 지정고시한 팔당댐, 대청댐, 낙동강하구연 유역에 대하여는 총질소, 총인의 배출허용기준을 적용하도록 하고 있다.

배출허용기준은 수역이용상황 및 오염원분포 등을 감안하여 지역별로 차등을 두어 설정한다.

양식어장 배출수의 오염문제는 주로 유실된 사료와 어류의 대사활동으로 인한 배설물 등에 의해 발생된다. 양식어장 배출수중의 고형물질은 하천 및 호소로 유입되어 유기물질의 증가를 초래하고, 부영양화를 가속화시켜 호소 및 하천수의 이용성을 저하시키게 된다.

양식어장 배출수 오염물질 중에 특히 입자상으로 존재하는 고형물질은 오염도에 큰 비중을 차지하며 유기물(BOD, COD), 총질소, 총인 농도와 높은 상관관계를 가지고 있다. 또한, 퇴적된 고형물은 시간이 경과됨에 따라 부패·용해되어 용존성 유기물과 영양염류의 농도를 증가시킨다. 따라서 고형물질의 제거를 통해 유기물 및 영양염류(총질소, 총인)의 상당 부분을 제거할 수 있다.

양식어장 수질기준 설정을 위한 오염물질 항목은 현 시점에서는 유기물과 부유물질을 관리하고 향후 영양염류까지 확대하는 것이 바람직한 것으로 판단된다.

표 3-13. 배출허용기준 적용지역

구분	계	청 정	가	나
면적 (km ²)	99,262	44,969	41,434	12,859
구성비 (%)	100	45.3	41.7	13.0

표 3-14. 폐수배출허용기준

(단위 : mg/ℓ)

구분	1일 배출량 2,000m ³ 이상			1일 배출량 2,000m ³ 이하		
	BOD	COD	SS	BOD	COD	SS
청정지역	30이하	40이하	30이하	40이하	50이하	40이하
가 지역	60이하	70이하	60이하	80이하	90이하	80이하
나 지역	80이하	90이하	80이하	120이하	130이하	120이하
특례지역	30이하	40이하	30이하	30이하	40이하	30이하

비고: 1. 제52조의 규정에 의한 방류수수질기준을 적용받는 영 제32조의 규정에 의한 종말처리시설 또는 하수도법 제2조제5호의 규정에 의한 종말처리시설의 처리구역안에 위치한 폐수배출시설에 대한 배출허용기준은 동 처리시설 설치사업 시행자의 요청에 의하여 폐수 또는 하수종말처리시설 유입수의 농도가 동 시설의 설계기준 농도를 유지할 수 있는 범위이내에서 환경부장관이 별도로 정하여 고시

할 수 있다. 다만, 하수종말처리시설의 처리구역안에 위치한 폐수배출시설에 대하여는 하수종말처리시설의 시설능력이 처리구역안에서 발생하는 오·폐수 전량을 처리할 수 있는 능력이 갖추어진 경우에 한한다.

2. 농공단지내 배출시설중 하수도법 제2조제5호에 의한 하수종말처리시설에 배수 설비를 연결하여 처리하고 있는 배출시설에 대한 배출허용기준은 나지역의 기준을 적용한다.

3. 하수도법 제24조의2의 규정에 의하여 공공하수도관리청의 허가를 받아 폐수를 공공하수도에 유입하지 아니하고 배출하는 폐수배출시설에 대한 배출허용기준은 별표 11의 규정에 의한 하수종말처리시설의 방류수수질기준을 적용한다.

표 3-15. 폐수 배출 허용(폐놀류 등 오염물질)

(단 위 : mg/ℓ)

항목		지역별			
		청정	가	나	특례
수소이온농도		5.8~8.6	5.8~8.6	5.8~8.6	5.8~8.6
노말핵산 추출물질 함유량	광유류	1이하	5이하	5이하	5이하
	동식물유지류	5이하	30이하	30이하	30이하
페놀류함유량		1이하	3이하	3이하	3이하
시안함유량		0.2이하	1이하	1이하	1이하
크롬함유량		0.5이하	2이하	2이하	2이하
용해성철함유량		2이하	10이하	10이하	10이하
아연함유량		1이하	5이하	5이하	5이하
구리(동)함유량		0.5이하	3이하	3이하	3이하
카드뮴함유량		0.02이하	0.1이하	0.1이하	0.1이하
수은함유량		불검출	0.005이하	0.005이하	0.005이하
유기인함유량		0.2이하	1이하	1이하	1이하
비소함유량		0.1이하	0.5이하	0.5이하	0.5이하
납(연)함유량		0.2이하	1이하	1이하	1이하
6가 크롬함유량		0.1이하	0.5이하	0.5이하	0.5이하
용해성망간함유량		2이하	10이하	10이하	10이하
플루오르(불소)함유량		3이하	15이하	15이하	15이하
PCB 함유량		불검출	0.003이하	0.003이하	0.003이하
대장균군수(개/ml)		100이하	3,000이하	3,000이하	3,000이하
색도(도)		200이하	300이하	400이하	400이하
온도(℃)		40이하	40이하	40이하	40이하
총질소		30이하	60이하	60이하	60이하
총인		4이하	8이하	8이하	8이하
트리클로로에틸렌		0.06이하	0.3이하	0.3이하	0.3이하
테트라클로로에틸렌		0.02이하	0.1이하	0.1이하	0.1이하
음이온계면활성제		3이하	5이하	5이하	5이하

표 3-16. 하수 및 폐수종말처리장에서의 배출수 허용기준

(단 위 : mg/ℓ)

구 분	생물학적 산소요구량 (BOD)	화학적 산소요구량 (COD)	부유물질량 (SS)	기타
하수종말처리장	20이하	40이하	20이하	총질소: 60이하 총인 : 8이하
폐수종말처리장 (농공단지 오폐수종말처리 시설을 포함한다)	30이하	40이하	30이하	

비고 : 산업단지 폐수종말처리시설의 폐놀류등 오염물질의 방류수수질기준은 당해 처리시설에서 처리할 수 있는 오염물질항목에 한하여 특례지역에 적용되는 배출 허용기준이내에서 당해 처리시설의 설치사업시행자의 요청에 따라 환경부장관이 정하여 고시한다.

표 3-17. 수산물 양식시설의 배출수 허용기준

(수질환경보전법시행규칙 기타수질오염원(제5조의2관련)중)

시설구분	대 상	규 모
1. 수산물 양식시설	나. 내수면어업법 제6조 또는 제11조의 규정에 의한 양만장 또는 일반양어장 다. 수산업법 제44조의 규정에 의한 수조식 육상양식어업시설	수조면적 합계 500㎡ 이상 수조면적 합계 500㎡ 이상

비고 : 수산물 양식시설의 대상란 나목 및 다목의 시설 중 증발과 누수에 의하여 줄어드는 양에 해당하는 물을 보충하여 양식하는 양식장·축제식양식장 및 전복 양식장을 제외한다.

표 3-18. 수산물 양식시설 배출수 수질기준 지침

구 분	적용지역 기준	시설규모	평상시 (순증가허용농도)		급이시 (순증가허용농도)	
			BOD,COD ¹⁾ (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	BOD,COD ¹⁾ (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)
유수식 양식장 (송어)	청 정	30,000 m ³ /d이상	2이하	3이하	6이하	10이하
		30,000 m ³ /d이하	3이하	5이하	10이하	14이하
	가·나	30,000 m ³ /d이상	3이하	5이하	10이하	14이하
		30,000 m ³ /d이하	5이하	8이하	10이하	16이하
양만장 (뱀장어)	청 정	100m ³ /d이상	BOD 40mg/ℓ 이하, SS 40mg/ℓ 이하 (순간농도)			
		100m ³ /d이하	BOD 60mg/ℓ 이하, SS 60mg/ℓ 이하 (순간농도)			
	가·나	100m ³ /d이상	BOD 70mg/ℓ 이하, SS 70mg/ℓ 이하 (순간농도)			
		100m ³ /d이하	BOD 80mg/ℓ 이하, SS 80mg/ℓ 이하 (순간농도)			
수조식육상 양식시설	청 정	50,000 m ³ /d이상	2이하	3이하	5이하	10이하
		50,000 m ³ /d이하	2이하	5이하	10이하	15이하
	가·나	50,000 m ³ /d이상	2이하	5이하	10이하	15이하
		50,000 m ³ /d이하	3이하	8이하	10이하	20이하

- 1) 수조식 육상양식시설의 방류수 수질기준은 COD를 적용한다.
- 2) 유수식양식장(송어)의 청소시 BOD 농도는 급이시 기준치의 120%에 해당 하는 농도를 적용한다.
- 3) 하천에 직접적인 영향을 미치지 않는 경우에는 배출수 기준을 조정할 수 있다.

제5절 국내의 오염 퇴적물 정화기술 현황

1. 형망틀에 의한 해저 경운

형망틀은 원래 패류를 채취하기 위하여 개발된 것이나, 해저 퇴적물 내 양식부 산물을 수거하거나 해저경운을 통한 오염 퇴적물의 개선에 응용한 것이다. 형망틀에 의한 해저 경운은 우리나라에서 가장 보편적으로 행해지는 퇴적물 개선 방법으로, 그 원리는 형망틀을 이용해서 오염된 퇴적물을 일정 깊이까지 경운하여 퇴적물 내에 용존산소를 공급함으로써 유기물의 분해를 촉진하는 것이다. 효과는 퇴적물의 화학적산소요구량을 수십%까지 저감하는 것으로 알려져 있으며, 오염이 그다지 심하지 않은 해역이나 간석지 등에 적용하기 용이한 방법이다. 실시할 시에는 퇴적물의 재부상에 의해 탁도와 용존산소의 저하를 초래하는 경우가 많으므로 여름철을 피하고, 어느 정도 조류의 흐름이 있을 때 실시하는 것이 좋다.

2. 점토(황토) 살포

점토 살포는 외국에서 행하여지고 있는 복토의 개념과 유사하다. 오염된 퇴적물을 점토(황토)로 피복하여 용존산소 소비와 영양염류의 용출을 억제하는 방법이다. 선상에서 점토(15% 정도)를 현탁시켜 해저 약 5m까지 내려진 살포공을 이용해서 살포한다. 점토를 $1\sim 2\text{kg/m}^2$ 살포하면 퇴적물에 의한 용존산소 소비는 약 40%, 인산염의 용출은 약 50~90%가 억제되는 것으로 알려져 있다 (住購, 1989). 또 점토는 현탁물을 응집해서 침강하기 때문에 저층수 중의 현탁물에 의한 용존산소소비를 억제하는 결과가 되므로 빈산소수괴의 발생을 일시적으로 억제하는 효과를 기대할 수 있다. 적용 해역은 흐름이 미약하고 국소적으로 오염이 진행된 곳, 빈산소수괴가 발생하는 해역 등이다. 부유물질이 장기간 부유할 경우 어류에게 영향을 줄 우려가 있다.

3. 퇴적물 준설

국내에서 해저 퇴적물의 준설은 해양환경 복원을 목적으로 행하는 경우와 항만, 항구의 개발 및 관리과정에서 행하여진다. 항만, 항구의 개발 및 관리과정에서는 수심유지, 수심확보, 사고예방, 유지준설, 편의도모, 토사매몰 등의 사유로 준설을 행하나 후자의 경우가 대부분을 차지한다.

준설은 오염된 면적이 넓고 그 정도가 심할 경우 가장 확실하게 퇴적물을 개선할 수 있는 방법이나 이 방법의 최대 문제점은 준설토의 처리와 비용문제에 있다.

국내에서 준설물질은 일부 육상에 매립하기도 하나 대부분은 해양투기로 처분한다. 준설물질의 해양배출은 “폐기물및기타물질의투기에의한해양오염방지에관한협약”인 런던협약 1972에 의하여 범지구적으로 규제되고 있는 품목 중의 하나로 국제적으로 준설물질의 투기에 관한 규제가 점차 강화되고 있는 추세에 있다.

4. 기타 퇴적물 정화 방법

연안 해역의 오염 퇴적물 개선을 위해 굴괘각, 생석회, $Mg(OH)_2$ 등을 이용한 개선 연구가 진행된 바 있으나 보편적으로 사용되고 있지는 않다.

제6절 국외의 오염 퇴적물 정화기술 현황

1. 발생원 제어 (source control)

이 방법은 퇴적물을 오염시키는 원인을 차단함으로써 자연회복을 유도하는 것이다. 오염이 심하지 않은 곳의 퇴적물 정화방법으로(Murphy et al., 1999) 미국 오대호 주변수역에서 적용된 바 있다. 한편, Van Arkel(1993)은 퇴적물 오염이 심각한 캐나다 온타리오 호수의 서쪽 끝에 위치한 해밀턴(Hamilton)항에서 자연회복 방법이 도입될 경우를 가정하고, 모델을 이용하여 예측한 결과 퇴적물 회복은 수십 년이 소요되는 것으로 나타났으며, 회복 후에도 심수층에서는 어류가 서식하기에 용존산소 농도가 너무 낮은 것으로 예측되었다. 이와 같이 퇴적물 오염이 진행된 수역에서는 직접적으로 정화하는 방법도 고려되어야 한다.

2. 준설 및 처분(removal and disposal)

준설은 오염 퇴적물을 근본적으로 수저에서 제거한다는 점에서 오염정도가 높은 수역의 경우 준설을 통한 퇴적물 제거가 지금까지는 보편적으로 적용되어 왔다. 항로 수심의 확보와 오염 퇴적물 제거, 호소의 부영양화 현상의 개선 등을 위해 미국, 유럽 등에서 많이 행해져 왔다(Andersson et al, 1973; Hanson and Stefan, 1984). 대부분의 항만은 산업단지, 도시하수 등의 배출구가 유입되는 곳이므로 퇴적물의 축적율이 높고, 오염도도 높은 경우가 많다. 준설은 재정적 또는 물리적인 제한성으로 오염 퇴적물 전체를 준설해 내지 못하는 경우가 많은데 실제 네덜란드의 Zierikzee 항의 경우 표층부분을 준설한 후의 오염정도가 준설 전에 비해 높게 나타나는 사례도 보고되고 있다(development programme treatment processes, 1991). 준설은 퇴적물의 재부유를 유발하므로 확산방지막의 설치를 필요로 한다. 일반퇴적물의 준설과는 달리 오염퇴적물의 준설에 있어 특별히 고려해야 할 점은 오염퇴적물의 재부유와 이에 수반된 오염물질 유출의 최소화 그리고 제거작업의 정확성이다.

준설방법은 크게 기계식, 유압식 방법으로 나누는데 기계식은 퇴적물에 직접적인 힘을 가하여 퇴적물을 제거한 후 떠내는 방법이고, 유압식은 원심펌프를 이용하여 퇴적물을 흡입하는 방법으로 일반적으로 퇴적물 제거를 원활히 하기 위해서 흡입부에 커터헤드를 장착하고 있다. 기계식의 경우 밀폐형 버켓(또는 크램셸)을 이용하더라도 준설과정에서 상당량의 퇴적물이 재부유되기 때문에 오염 퇴적물 제거에 이용되기 위해서는 사전에 치밀한 부유물 확산방지책이 수반되어야 한다. 미국 및 캐나다의 경우 퇴적물의 재부유를 감소시킬 수 있다는 점에서 유압식 준설방법이 많이 이용되고 있는데, 최근에는 재부유를 저감하고 흡입 퇴적물에 포함된 수분의 함량을 줄이기 위한 준설기술 개발에 주력하고 있다. 유압식의 경우 커터의 종류 및 운용방식에 따라 다양한 준설방법이 사용되고 있는데, 유럽이나 일본에서는 유압식의 일종인 압축식 준설방법이 오염 퇴적물 준설에 사용되고 있다. 압축식 준설방법은 준설물질의 흡입을 위해 원심력 대신 압축공기 또는 정수압을 이용한다는 차이점이 있으며 타 방법에 비해 준설 중 퇴적물 재부유가 상대적으로 적다는 장점이 있다.

오염 퇴적물의 준설에 있어 해결해야 할 어려운 문제점의 하나는 준설과 관련된 유출수의 처리이다. 준설과 관련되어 유출되는 물은 하수처리장으로 보내 처리하는 경우도 있으나 일반 하수처리장의 경우 중금속과 같은 오염물질들을 처리할 수 있게 설계되어 있지 않다. 어떤 오염된 지역의 준설에서는 불쾌한 냄새나 잠재적 독성을 가진 가스가 발생하기도 한다. 준설 퇴적물의 처분(disposal)은 정치적, 경제적 또는 법적으로 많은 문제를 야기할 수 있으며, 제어하기가 어려운 점이 많다. 준설물 처분장은 매립 후 산업용지 등으로 활용할 수 있는 새로운 땅이 조성되기는 하나 이러한 과정에서 습지를 이용하는 새나 물고기 등이 피해를 받게 되고, 인근수역의 산소결핍, 황화물 및 탁도의 증가와 같은 수질악화를 초래하기도 한다(Irvine et al., 1997).

한편, 준설된 오염 퇴적물질을 육상에서 처리하는 것은 많은 비용이 든다. 최근에는 미국 해밀턴 항의 준설 퇴적물의 처리 방안으로 landing farming, 중금속 추출(metal extraction), 소각(incineration) 등의 방법들을 제시하고 있다. Hamilton 항의 준설에 드는 비용은 양 US\$ 70/m²에 달하며, 육상에서 생물학적으로 처리

를 하는 비용은 US\$ 350/m², 소각은 US\$ 500/m²이 소요되는 것으로 보고하고 있다(Murphy et al., 1999).

3. 준설 및 처리(removal and treatment)

항이나 공업단지 주변 수역에서 준설한 퇴적물들은 카드뮴, 수은, 납, 비소 및 크롬 등 무기오염물질과 다이옥신, 퓨란, PCBs, PAHs, 탄화수소, 염소계농약 등 유기오염물질의 농도가 높은 경우가 많아 해양으로 되돌리거나 재이용을 하기 위해서는 부적절한 경우가 많다(USEPA, 1997a; b; c; d). Stern et al. (1998)은 퇴적물의 오염정도에 따라 처리 기술을 다음과 같이 분류하고 있다.

- 낮은 오염수준 퇴적물 (U.S. Army Corps of Engineers)
 - 고형화/안정화 (solidification/stabilization)
 - 준설토와 톱밥, 가축분뇨 등 섬유질의 거름성분 혼합 (manufactured soil)
 - 식물을 이용한 정화 (phytoremediation)
- 중간 이하의 오염 퇴적물 (BioGenesis Enterprises Inc.)
 - 퇴적물 세척 및 화학적 추출(sediment washing and chemical extraction)
- 중간오염 퇴적물(Metcalf & Eddy, Inc.)
 - 용매추출 (solvent extraction)
- 높은 수준의 오염 퇴적물 (Institute of Gas Technology, Westinghouse Electric Corporation, Science & Technology Center)
 - 고온 회전로 (high-temperature rotary kiln)
 - 고온 플라즈마 토치 (high-temperature plasma torch)

가. 오염 수준이 낮은 퇴적물의 처리

가장 간단하게 준설퇴적물을 정화하는 방법은 인위적으로 조제토양(manufactured soil)을 만드는 것이다. 이 방법의 이점은 비용이 적게 들고 복잡한 장치나 탈수과정 없이 용이하게 준설퇴적물질을 처리할 수 있다는 것이다. 단점으로는 준

설퇴적물 내 각종 화합물질들의 분해가 매우 느리므로 피복식물 (cover plant)을 성장하게 하는 것이 어렵다. 또한 오염물질의 제거 기간은 시간이 오래 걸리는 현장 정화과정에 의해 일어나므로 영양도의 전이가 문제점으로 대두될 수 있다.

오염수준이 낮은 준설 퇴적물은 나무 부스러기, 톱밥, 정원 폐기물혼합물, 가축 배설물이나 하수슬러지, 거름 등과 같은 섬유질 물질과 석회 등을 혼합하여 새로운 토양을 조성하는 방법도 있다. 이와 같은 처리 과정은 희석에 의해 퇴적물 내의 중금속이나 유해화학물질의 농도가 감소될 뿐만 아니라 비료의 역할을 하게 되므로 피복식물의 성장에도 유리하게 작용한다. 표 3-19는 New York과 New Jersey 항에서 준설한 퇴적물에 대해 이 방법을 적용하여 처리하였을 경우 중금속과 각종 유해화학물질의 농도 변화를 나타낸 것이다(Stern et al, 1998).

표 3-19에서 보는 바와 같이 준설 퇴적물 내의 비소, 구리, 납 및 아연 등의 농도는 New Jersey주의 주거 혹은 비주거 지역 토양기준을 초과하는 농도를 보였으나 준설물질과 톱밥, 가축분뇨 등과 혼합 처리한 후에는 처리 전에 비해 60%내외로 농도가 감소되는 것을 볼 수 있었으며, OCDD, PCBs 등 유해화합물질의 농도도 큰 폭으로 낮아지는 것으로 보고하고 있다. 이와 같은 방법으로 처리한 퇴적물에 토마토, 호밀속, 풀중독보행창란(rye-grass), 덩굴풀 등의 식물에 대해 성장 실험을 한 결과 풀중독보행창란이 가장 적합한 것으로 보고하였다(Stern et al., 1998).

표 3-19. 오염수준이 낮은 준설 퇴적물과 각종 섬유질을 혼합하여 만든 조제토양
(manufactured soil)의 성상 (준설 퇴적물 30%, 톱밥 50%, 가축 배설물 10% 혼합)

Contaminant	As dredged	Man. soil 30% as dredged	percent reduction	Nj Non-Resid.1	Nj Resid.2	NY Resid.3
2,3,7,8 TCDD(ppt)	41.5	15.2	63.4	-	-	-
OCDD(ppt)	17,463	5,290	69.7	-	-	-
TCDD/TCDF TEQ(ppt)	518	182	64.9	-	-	-
Total PCBs(ppm)	1.22	0.782	68.0	2	0.49	1
Anthracene(ppb)	3,700	1,590	57.0	10,000	10,000	50,000
Benzp(a)anthracene(ppb)	4,480	3,130	30.1	4	900	224
Chrysene(ppb)	4,560	3,720	18.4	40	9,000	400
Total PAHs(ppb)	57,900	35,800	38.2	-	n/a4	396,500
Arsenic(ppm)	33.5	12.5	62.7	20	20	7.5
Cadmium(ppm)	3.0	7.9	78.6	100	1	1
Chromium(ppm)	377	140	62.9	-	-	10
Copper(ppm)	1,172	393	66.5	600	600	25
Lead(ppm)	617	331	46.4	600	400	SB5
Mercury(ppm) total	1.29	-	-	270	14	0.1
Zinc(ppm)	1,725	514	70.2	1,500	1,500	20

1NJ department of environmental protection. Non-residential soil, direct contact.

2NJ department of environmental protection. Residential soil, direct contact.

3NY department of environmental conservation. Recommended soil cleanup objectives.

4n/a = not available

5SB = site background

나. 퇴적물 오염도가 그다지 심하지 않은 경우 (BioGenesis)

BioGenesis의 퇴적물 세척(sediment washing) 장치의 모식도를 그림 3-4에 나타내었다. 세척과정의 첫번째 단계는 퇴적물 표면에 응집되어 있거나 용존 형태로 피복되어 있는 탄화수소를 세척해 내기 위해 계면활성제가 포함된 물을 분사하는 과정이다.

두번째 단계는 입자에 부착되어 있는 유기물질과 금속물질을 보다 잘 제거하기 위

해 킬레이트화합물질과 고속물분사기를 결합하여 사용하는 단계이다. 그리고 물-고형물 혼합물질은 유기성분들을 파괴하기 위해 와류-산화장치(cavitation-oxidation)를 통과시키고, 나머지 오염물질이 포함된 물로부터 고형물질을 분리하는 공정으로 이어진다.

분리된 물은 기준을 충족하기 위해 하수처리장으로 보내진다. 분리된 고형물질은 기준을 만족할 경우 여러 가지 용도로 활용할 수 있다. 동 공법을 이용하여 실험실 규모(bench-scale)로 실험한 결과 90% 이상의 오염저감 효과가 기대되는 것으로 보고하고 있다(Stern et al., 1998).

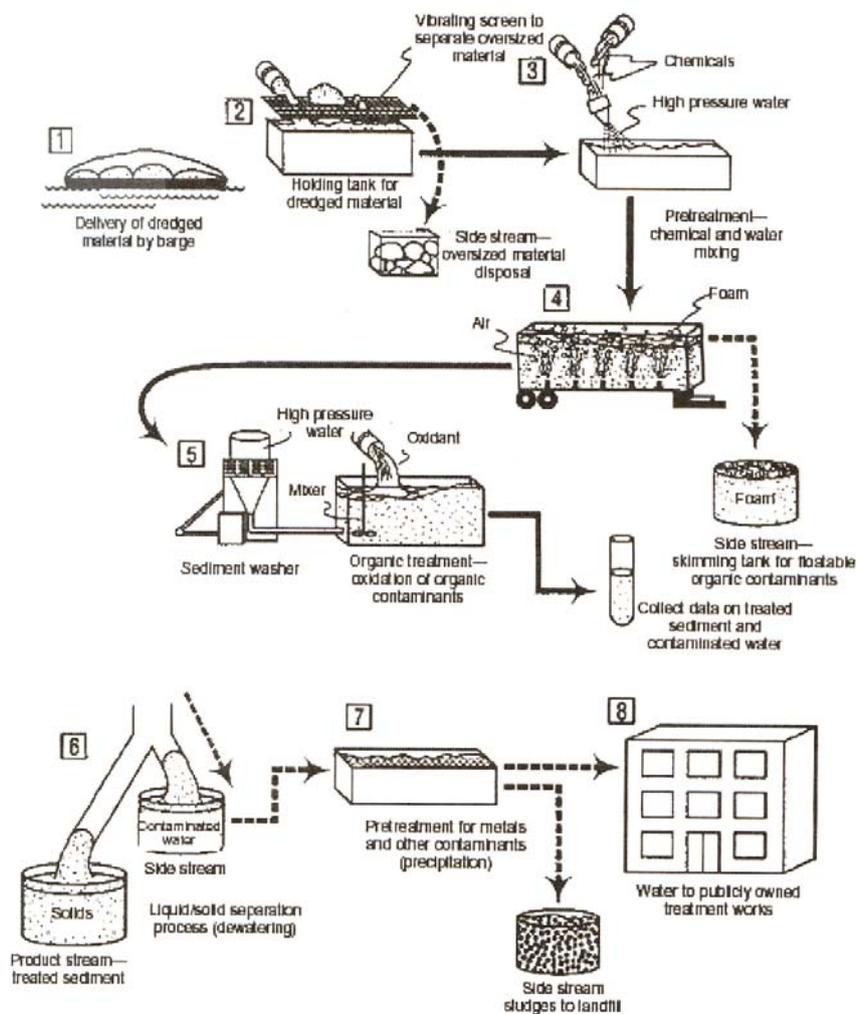


그림 3-4. BioGenesis 사의 퇴적물 세척 및 화학적 추출 처리장치 모식도(Stern et al., 1998).

다. 높은 수준의 오염 퇴적물의 처리

용매추출을 통한 퇴적 오염물질의 처리는 표면에 피복된 오염물질들을 화학적 용매를 이용하여 제거한다는 의미에서 BioGenesis사의 처리과정과 유사하다. 추출 과정은 37.7~60 °C에서 운영되며 용매로서 이소프로필알코올(isopropyl alcohol), 이소프로필 아세테이트(isopropyl acetate)를 사용하였다. 이 방법은 화재나 폭발의 위험 때문에 BioGenesis사 장치의 처리과정보다 세심한 주의를 요한다.

한편, Westinghouse Science and Technology Center는 유기오염물질의 파괴와 금속성분의 부동화를 위해 플라즈마 토치(torch)를 이용하는 방법을 제시하였다. 이 과정의 최종 목표는 오염물질의 농도를 저감하는 것뿐만 아니라 유용한 최종 산물을 생산하는 것이다. pilot-scale 규모의 실험에서 유리와 유리섬유 물질을 성공적으로 생산할 수 있는 것으로 보고하고 있다(Stern et al., 1998).

라. 금속오염물질의 저감기술

납, 크롬, 비소, 아연, 카드뮴, 구리, 수은 등 중금속 물질들은 이들의 이동성과 용해성으로 인해 환경과 인간의 건강에 나쁜 영향을 줄 수 있다. 토양이나 퇴적물 중의 중금속 제거를 위해서는 격리(isolation), 불가동화(immobilization), 독성 저감, 물리적인 분리 및 추출 등 여러가지 방법들이 제시되고 있으나 최적 방법의 선택은 지역 특성, 중금속의 농도, 제거하여야 할 대상 오염물질의 형태, 오염된 흙이나 토양의 최종 이용 형태 등에 의해 결정되어야 한다.

금속오염 물질의 저감기술들은 토양을 대상으로 하여 많은 기술이 개발되었다. 호소나 해저 등 퇴적물의 경우, 많은 양의 물을 함유하고 있으므로 적절한 처리를 위해서는 준설 후에 탈수를 하여야 하는 것을 제외하면 토양의 처리 방법과 유사하며, 몇가지의 토양처리 기술들이 상업적으로 사용되고 있다.

(1) 분리 및 격납(isolation and containment)

강철이나 시멘트, 벤토나이트(bentonite), 주입제(grout wall) 등이 복토나 수평 혹은 수직 장벽을 만드는데 이용될 수 있다. 고형화(solidification)/안정화 (stabilization) 기술은 미국에서 보편화된 기술이다. 고형화는 고형매질내에 오염물질을 물리적으로

캡슐화하는 것이다. 반면, 안정화는 오염물질의 이동성을 줄이기 위해 화학적인 방법을 이용하는 것이다. 그러나 비소, 크롬, 수은 등의 중금속은 용해도가 낮은 수산화물을 형성하지 않기 때문에 이런 형태의 방법으로 처리하는 것은 적절하지 않다. 포졸란(pozzolans), 역청(bitumen), 플라이 애쉬(fly ash)를 중합시킨 액체 단위체와 시멘트가 토양의 캡슐화를 위해 주입되는 화학물질로 이용된다.

(2) 고온 야금법(pyrometallurgical process)

고온 야금법은 오염된 토양내의 금속 원소를 휘발시키기 위하여 200~700 °C의 고온로를 사용한다. 고온에서 금속원소를 휘발시킨 후에 회수하거나 고정하여 처리한다. 이러한 방법은 수은과 같이 고온에서 쉽게 휘발하는 특성을 지닌 중금속 물질의 제거에 적합하다. 납, 비소, 카드뮴 그리고 크롬 등과 같은 금속물질들의 처리를 위해서는 용융점을 낮추기 위해 보조제를 사용하는 등 전처리를 필요로 할 수도 있다.

(3) 화학적 처리(chemical process)

산화환원 메커니즘이 금속오염물질의 독성을 제거하거나 이동성을 줄이는데 사용된다. 이 방법은 폐수처리에 일반적으로 이용되는 것으로, 산화반응에는 과망간산칼륨, 과산화수소, 하이포아염소산, 염소가스 등이 사용되고, 환원반응에는 나트륨, 이산화황, 황산염, 황산제일철과 같은 알칼리 금속 등을 첨가하여 유도한다. 또한, 화학적 처리는 고형화나 다른 형태의 처리를 위한 전처리 과정으로 이용되기도 한다.

(4) 동전기학적 처리(electrokinetic processes)

동전기학적 처리는 그림 3-5와 같이 오염된 토양내에 양극과 음극을 설치하고 낮은 전류를 통과시킴으로써 양극판 쪽으로 양이온 또는 음이온 성분들이 이동하는 원리를 이용한 것이다. 이 방법은 현장 또는 굴착된 토양에 대해 적용 가능하다.

용존되어 있는 금속이온 그리고 산화물, 수산화물 및 탄산염 형태로 토양과 결합되어 있는 금속이온 등이 이 방법에 의해 제거될 수도 있다. 토양 세척처리와

는 다르게 이 과정은 투과성이 낮은 점토에도 효과적으로 적용할 수 있다. 이 기술을 적용하여 유럽에서 토양내 구리, 아연, 납, 카드뮴, 그리고 니켈 등의 처리에 적용된 바 있다.

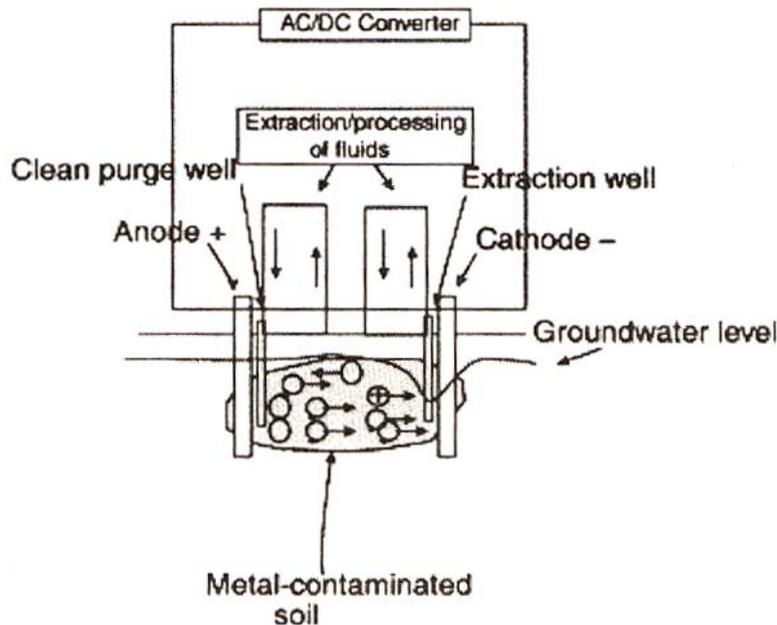


그림 3-5. 토양내 금속성분 정화를 위한 동전기학적 처리과정(Mulligan et al., 2001).

(5) 식물을 이용한 처리 (phytoremediation)

Thlaspi, Urtica, Chenopodium, Polygonum sachalase 그리고 Alyssim과 같은 식물들은 카드뮴, 구리, 납, 니켈 그리고 아연 등과 같은 중금속을 축적하는 능력을 가지고 있다. 그러므로 중금속으로 오염된 토양을 처리하는 간접적인 방법으로 식물을 이용할 수 있다(Baker et al., 1991). 이 방법을 사용할 때는 기후조건과 대상 금속성분의 생물학적 이용성 등이 고려되어야 하며, 오염의 제거를 위해 적용된 식물들은 적절한 형태로 다시 처리되어야 한다. 이 방법은 적용에 장기간이 소요된다는 것이 가장 불리하며, 유전적 조작 등을 통하여 금속성분들의 흡수능력을 향상시키는 것이 중요한 과제이다.

4. 전기화학적 처리(electrochemical treatment process)

전기화학적 처리공정은 오래전부터 생물학적으로 처리가 어려운 폐수의 처리에 이용되어 왔다. 이 방법은 화학적처리공정과 비교해서 화학적산소요구량과 색도의 제거에 아주 우수하고(Lin et al., 1994), 고분자량(high molecular weight, HMW)을 가지는 유기물을 쉽게 파괴하며 난분해성 유기화합물의 독성을 감소시키는데 효과적인 것으로 보고하고 있다(Chiang et al., 1997).

일반적으로 전기화학적 산화공정에서 오염물질은 양극의 표면에 흡착되고, 이후 양극에서 발생하는 OH^- 라디칼과의 전자전달반응에 의해 분해되는 직접 양극 산화공정(direct anodic oxidation process)과 전기분해시 전기화학적 반응에 의해 생성되어질 수 있는 차아염소산(hypochlorous acid), 오존(ozon), 과산화수소(hydrogen peroxide) 또는 산화된 금속이온과 같은 강한 산화제에 의해서 분해되는 간접 산화공정(indirect oxidation process)에 의해서 제거된다(Dziewinski et al., 1996; Chiang et al., 1995a; 1995b; 1995c). Canizares et al.(1999)은 페놀 폐수의 전기화학적 산화처리에서 전류의 세기에 대한 영향을 연구하면서 전기화학적 반응의 세가지 반응으로는 첫째, 직접 분해(direct degradation) 또는 전기화학적 저온 연소(electrochemical cold combustion) 둘째, 화학적 산화(chemical oxidation) 셋째, 중합(polymerization)이라고 보고하였다.

최근에는 중간생성물에 의한 간접산화효과에 대하여 주목하게 되었는데, NaCl이 존재하는 폐수 속에서 Cl^- 이온의 물질전달율에 따른 Cl_2 및 HOCl/OCl 의 생성과 이들에 의한 간접 산화 효과나, OH^- 이온의 첨가에 의한 산화효과에 대한 연구에 관심이 집중되고 있으며 (Lee et al., 1999; Vijayaraghavan et al., 1998), Czarmetzki et al.(1992)은 양극에서 차아염소산이온 (hypochlorite, OCl)의 생성율은 염소이온의 물질전달율에 의존하는 것을 밝히고 직접적인 상관관계를 보였다. Chiang et al. (1995a)은 전극의 종류, 전류밀도, 염소이온의 농도, pH 및 전극의 간격을 포함한 5개의 운전인자에 대하여 차아염소산 이온의 생성에 양극의 재질과 전류밀도 및 염소의 농도는 통계적으로 유의한 상관관계가 있다고 보고하였다.

김과 오(2000)는 전기화학적 반응을 이용한 색도제거의 반응동력학을 알아보기 위한 실험에서 색도 제거반응은 1차 반응의 형태를 나타내었으며, 총괄 반응속도

상수(k)는 전류가 증가함에 따라 비례하여 증가하였다고 보고하였다. Chen et al.(1999)은 세라믹양극을 사용하여 트리클로로에틸렌 (trichloroethylene)을 전기화학적으로 산화시키면 Co_2 , Co , Cl 및 ClO_2 로 전환된다고 발표하여 전기화학적으로 분해된 물질의 생성물에 대하여 연구하였으며, Tsouris et al.(2001)은 최근 전기응집처리에 의하여 형성된 콜로이드성 입자들을 제거하기 위하여 마그네틱을 이용하는 방법을 도입하였다.

전기화학적인 수처리 방법은 철이나 알루미늄을 전극으로 사용한 전기응집과 불용성전극(DSA, dimensionally stable anode)을 사용한 전기분해로 구분할 수 있다. 전기응집은 철이나 알루미늄을 양극판으로 사용하면 Al^{3+} 나 Fe^{3+} 으로 이온화되는 양극반응(anodic semi-reaction)이 일어나면서 용해되어 나온 알루미늄이온이나 철이온과 응집반응하여 침전되거나, 전기반응 중에 생성되는 수소 또는 염소가스에 의해 부상되어 고액분리가 일어난다. 이러한 전기응집의 경우 응집 침전된 슬러지의 처리와 극판 손실에 따른 전극판 교체가 필요한 단점이 있다. 전기분해는 전극표면에서 전자의 이동에 의해 오염물이 파괴되는 직접 분해와 수용액 중에서 발생하는 산화력이 강한 중간생성물에 의해 오염물이 산화 분해되는 간접 분해로 구분된다. 또한 전기분해장치의 크기에 비해 처리능력이 뛰어나고 반응의 제어가 용이하며, 부하변동 및 수온변동에 강하고 침출수 등에 함유된 난분해성 유기물질의 독성을 파괴하는데 효과적이다. 그리고 질소를 제거함에 있어서 질산화과정을 거치지 않기 때문에 처리시간을 단축시킬 수 있고 탈질소에 필요한 소요부지를 줄일 수 있으며, 슬러지생산량이 거의 없기 때문에 생물학적 처리와 화학적 응집처리의 단점을 보완할 수 있는 공정이다.

전기분해를 이용한 퇴적물 세척에 대해서 Krishnan et al.(1995)이 유류 및 탄화수소화합물 등에 대하여 연구한 바가 있으며, 그림 3-6과 같은 일련의 처리과정을 제시하였다.

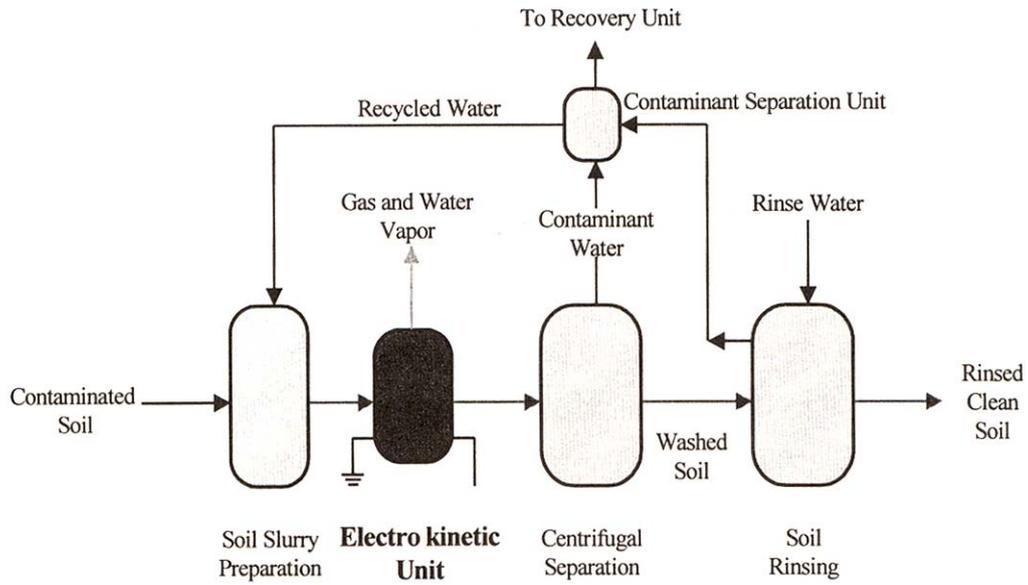


그림 3-6. 전기분해공법을 이용한 퇴적물 중의 유류 및 탄화수소 화합물 처리 과정.

5. 현장복토(*in situ* capping)

가. 깨끗한 재질에 의한 복토

오염된 퇴적물을 그림 3-7과 같이 조잡한 모래와 같은 오염되지 않은 깨끗한 재질을 이용하여 복토하는 것을 말한다(Mohan et al., 2000). 일본의 비와호에서

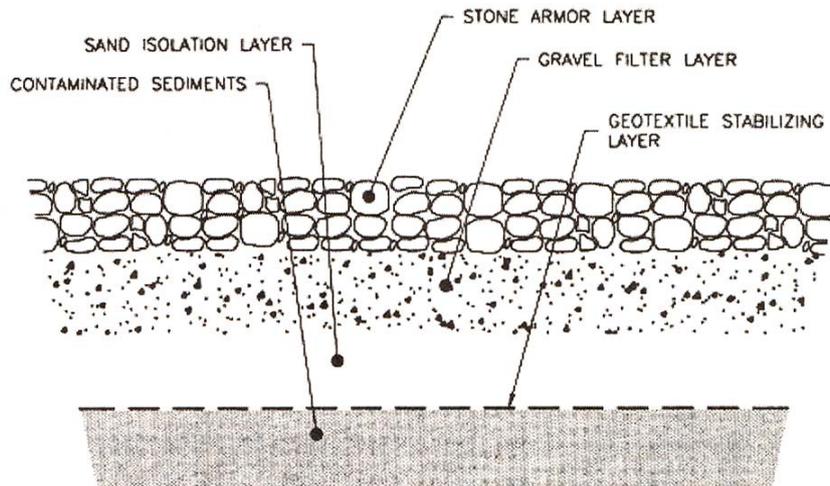


그림 3-7. 현장 복토의 모식도

는 퇴적물로부터 인산염의 용출을 억제하기 위하여 준설을 한 다음 모래로 복토 하는 대규모 사업을 시행한 바 있다.

일본 비와호의 준설/복토 사업에 있어 최대의 불확실한 점은 배수구역 또는 인근수역으로부터 얼마나 빠른 속도로 퇴적물이 재축적되어, 인이 풍부한 새로운 층을 형성하는가 하는 것이었으며, 또 다른 문제는 풍부한 깨끗한 모래를 확보하는 것이었다. 동일한 방법이 적용된 미국의 시애틀 복토사업도 성공적인 것으로 보고하고 있으나(Hale et al., 1994), 연안에 접한지역은 적용에 어려움이 있었고 선박의 프로펠러가 복토물질을 이동시킬 우려가 있는 것으로 보고하고 있다.

나. 화학물질에 의한 복토(chemical capping)

오염된 퇴적물을 간접적으로 정화하는 방법이다. 백반(alum), 석회(lime), 철 등의 화학물질을 퇴적물의 표층에 살포하는 방법으로(Murphy et al., 1988; Murphy and Prepas, 1990; Prepas et al., 1990), 이러한 화학물질들은 퇴적물로부터 확산되는 인과 용이하게 반응하여 수주내로 용출하는 것을 막아준다. 통상 이 방법은 인이나 유기입자의 응집 및 침전에 주안점을 두고 있다. 화학적 복토 방법의 문제점으로 저서생물상에 손상을 줄 수 있는 가능성이 있다는 것이다. 실제로 가장 큰 문제점은 인식의 문제이다. 보통 일반인들은 화학물질의 투입에 거부감을 가지고 있다.

6. 생물정화(bioremediation)

가. 생물정화(bioremediation) 기술

생물정화는 환경에서 오염물질을 정화하는 자연과정이다. 토양이나 지하수 등에 서식하는 미생물들은 가솔린이나 유출류 중에 포함되어 있는 유해화학물질들을 먹이로 이용할 수 있다. 미생물들이 이러한 화학물질들을 완전히 소화하게 되면 물이나 이산화탄소와 같은 무해한 물질로 바뀌게 되는 것이다. 이와 같이 자연계의 특정미생물은 적절한 조건하에서 유해오염물질을 분해하여 무해화 또는 영양원으로 사용하는 특성을 가지고 있으며 이를 이용하여 토양, 지하수, 해양, 하천 등 오염된 지역을 정화하는 종합적 엔지니어링기술이 생물정화(bioremediation)이

다. 이 방법은 경제적이며, 환경친화적인 기술로서 각광받고 있으나 성공적인 적용을 위해서는 생물학적 분해의 총체적인 이해가 필수적이다.

생물정화가 자연과정을 이용하는 것이므로 오염된 토양, 지하수 등의 오염된 대상물질을 다른지역으로 이동시키지 않고 처리가 가능하다. 만일 토양이나 지하수가 미생물의 성장에 적합하다면 지상으로 퍼올리지 않고 처리할 수 있고, 다른 방법들에 비해 장비나 노동이 적게 드는 경우가 많아 경비도 대체로 값싸다는 이점이 있다. 그러나 생물학적 정화가 성공하기 위해서는 유전적으로 변형된 미생물이 사용되어야 한다는 주장들이 제기되고 있다. 자연적으로 나타나는 미생물의 문제는 오염이 심한 지역에서는 박테리아가 곧바로 폐사하며 이런 심한 오염에도 살아남을 수 있는 박테리아가 자연에는 존재하지 않는다는 것이다.

나. 최근의 연구동향

물질문명의 고도화 및 각종산업의 발전은 자연계에 존재하지 않는 화합물을 인위적으로 합성하여 방출하게 되었고 화석연료를 대량으로 사용하는 산업은 대량의 폐기물을 배출하고 있다. 특히 중금속과 PAHs, PCBs, TBTs 등 독성이 있고 난분해성 화합물질의 처리에 많은 어려움을 겪고 있으며, 지하수 오염 선박의 대형화 및 빈번한 왕래에 따른 유류오염 역시 큰 문제점으로 대두되고 있다.

이러한 유해화학물질을 소각이나 매립 등의 방법으로 처리하는 것은 2차오염을 유발 하며, 화학적 변환에 의한 무해화 기술은 처리비용 및 에너지 소비측면에서 본질적인 문제를 가지고 있다. 이와 같이 고전적인 처리방법의 문제점에 대한 대안으로 미생물의 다양한 물질변환 능력을 이용한 생물정화(bioremediation) 방법이 주목받고 있다. 표 3-20은 생물정화에 관한 최근의 연구 동향을 나타낸 것으로 석유화학물질, 중금속 및 방사능, 지하수 오염, 살충제 및 제초제, 유기염소계 화합물, 산업폐수 등 유해화학물질의 정화에 관해 많은 연구들이 수행되고 있다.

다. 퇴적물의 생물정화(bioremediation of sediment)

강, 호소, 해역 등의 오염된 퇴적물질들은 인간의 건강이나 환경을 위협하는 잠재력을 가지고 있다. 생물정화는 자연과정에 의존하는 것이든, 향상된 생물정화기

술을 이용하는 것이든 퇴적물 내 오염물질을 정화하는데 이용할 수 있다. 미생물의 성장과 효소 생산을 포함하는 자연과정을 이용하는 자연정화는 목표 오염물질을 궁극적으로 무해한 최종 산물로 바꿀 수 있다. 그러나 PCBs, PAHs 등과 같은 고분자 오염물질들은 퇴적물내에 오랜기간 잔류하고, 생분해는 매우 천천히 일어나며, 먹이연쇄과정을 통하여 농축되어 인간에게 도달한다. 이와 같은 지속성 유기오염물질들이 미생물에 의해 생분해가 잘 일어나지 않는 것은 미생물에 대한 오염물질들의 독성, 미생물들의 기질선택성, 미생물들에 적합하지 않는 퇴적물내의 환경조건 등인 것으로 알려져 있다.

한편, PCBs와 PAHs는 실험실의 적절한 조건하에서 생물학적으로 분해가 가능한 것으로 보고하고 있다(Abramowicz, 1995; Wilson et al., 1993). PAHs는 전형적으로 호기성조건 하에서 분해된다(Seech et al., 1993). PCBs는 일련의 혐기 및 호기성조건 하에서 분해되는 것으로 보고되고 있다(Abramowicz, 1995). 또한 Marijke와 Vlerken(1998)은 기름, PAHs, PCBs 그리고 클로로벤젠과 같은 유기오염물질로 오염된 퇴적물의 정화에 생물적인 기술을 적용한 바 있다.

표 3-20. 생물정화 (bioremediation) 방법을 이용한 최근의 연구동향

Partition	제 목	Source	저자
Petroleum hydrocarbon	<i>In situ</i> bioremediation of a hydrocarbon-polluted site with cyclodextrin as a surfactant	First European Bioremediation Conference, 2001.	Bardi, L. et al.
	Polycyclic aromatic hydrocarbons: environmental pollution and bioremediation.	Trend in Biotechnology. 20(6), 2002, 243-248.	Samanta, S.K. et al.
	Effectiveness of bioremediation of crude oil contaminated subantarctic intertidal sediment: the microbial response.	Microbial Ecology, 44(2) 2002, 118-126	Delille, D et al.
Metals and radionuclides	Bioremediation of chromate by sulfate-reducing bacteria, cytochromes c ₃ and hydrogenases.	"	Michel, C. et al.
	Bioremediation of soil contaminated with alkyllead compounds.	Water Research, 36(12), 2002, 3130-3140.	Gallert, C. and J. Winter
Groundwater	Iron-based bioremediation of RDX-contaminated groundwater.	"	Oh, B. T et al.
Pesticides and herbicides	Bioremediation of soils and waters by using immobilized native bacteria : Implementation and modeling	"	Mratin, M et al.
Chlorinated compounds	Bioremediation of soil containing lindane and other hexachlorocyclohexane isomers.	"	Phillips, T et al.
Industrial wastewater	Decolorization and detoxification of dye-industry wastewater using novel white-rot fungi.	"	Wesenberg, D. et al.
	Bioremediation of an industrial effluent containing monocrotophos.	Current Microbiology, 45(5), 2002, 346-349	Bhadbhade et al.

제 4 장 준설 퇴적물의 처리 및 처분

제1절 서 언

가두리양식어장의 퇴적물을 준설한 뒤 처리, 처분은 준설현장에서 발생된 준설 퇴적물의 성상 및 준설량에 맞게끔 적절한 처리 및 처분을 하여야 한다. 특히 준설방법, 준설퇴적물의 특성에 따라 처리의 방법이 크게 달라진다. 퇴적오니의 처리에 있어서는 처리의 대상이 되는 퇴적물의 성질이나 상태·분포 및 지역의 자연적, 사회적 환경 등을 적절히 파악하여 경제성있는 처리를 하여야 한다.

준설된 퇴적물은 크게 전처리 기술 및 본처리기술로 처리되어지며 전처리에서는 고액분리에 중점을 맞추어 이루어져야 하고 그 방법으로는 슬러리 주입, 탈수, 입자분리 등이 있으며 본처리에 적용되어지는 기술들은 표 4-1과 같이 요약하였다. 따라서 이러한 처리기술을 바탕으로 일반적인 준설퇴적물의 처리공정을 그림 4-1과 같이 나타내었으며 전처리 기술과 본처리 기술의 종류별 간략한 설명을 나열하기로 하겠다.

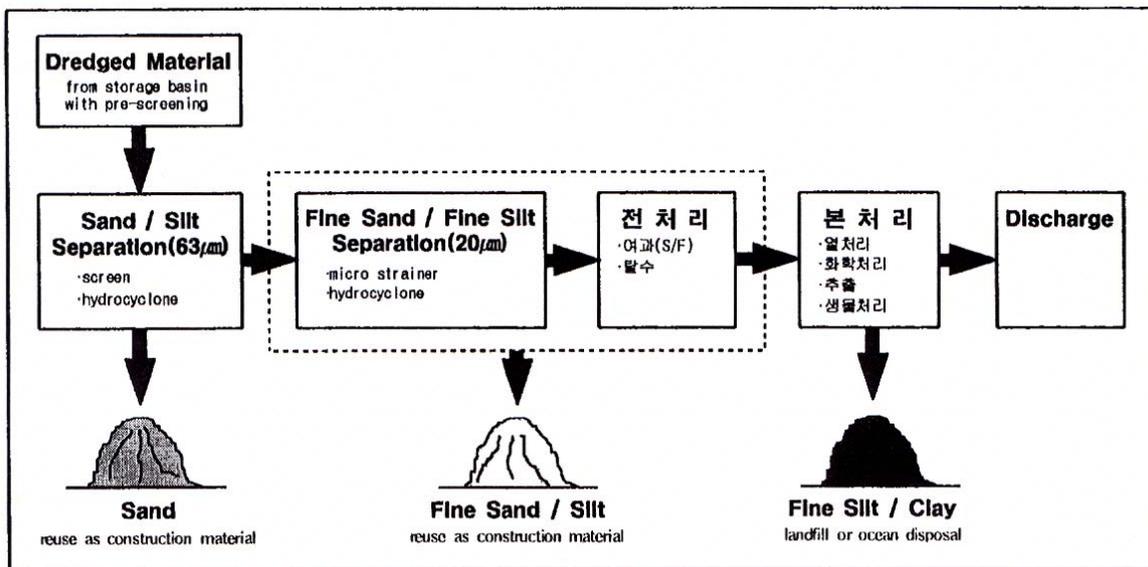


그림 4-1. 준설퇴적물 처리공정

표 4-1. 본처리에 적용 가능한 기술

처리기술	종 류
열처리	Incineration(소각), Pyrolysis(열분해) High-pressure oxidation(고압산화) - Wet air oxidation - Supercritical water oxidation Vitrification(유리화)
화학처리	Chelation(화합물) Dechlorination(탈염소화) Oxidation(산화) Chemical coagulation(화학응집)
추출	Solvent extraction(용매) - Basic Extraction Sludge Treatment(BEST) - CF Systems Solvent Extraction - Low Energy Extraction Process(LEEP) Washing(세척)
생물처리	Bioslurry(Bioreactor) Composting(퇴비화) Contained treatment facility(CDF) Aerobic Biofilter

제2절 전처리 기술

전처리 기술은 준설된 퇴적물내에 존재하는 유해성 물질을 분리·처리하기 위한 것이 아니라 이를 처리하는 공정의 준비하는 단계라 할 수 있다. 전처리를 어떻게 결정하느냐에 따라 준설하는 방법, 처리방법, 최종처리방법에 많은 영향을 미친다. 전처리의 목적은 첫째, 준설된 고형물의 처리를 향상시키는 위해서, 둘째, 준설된 고형물의 수분함량을 줄이기 위해서, 셋째, 오염된 입자, 모래, 자갈 등 입경별로 분리하기 위하여, 넷째, 처리비용의 감소를 위하여 전처리를 행한다. 준설된 퇴적물의 전처리기술은 슬러리 주입, 탈수, 입자분리로 나눌 수 있다.

1. 슬러리 주입(Slurry Injection)

슬러리 주입은 약품, 영양염류나 미생물 등을 준설된 슬러리 내에 주입하는 것으로 보통 퇴적물 준설시에 이들을 주입함으로써 혼합효과를 기대한다. 약품주입은 부유고형물의 침강을 가속화시키기 위하여 실시하는 것으로 콜로이드성 입자처럼 잘 침강되지 않는 물질에 화학약품을 주입함으로써 침전분리를 유도하는 것이다. 화학약품으로는 철염이나 알루미늄과 같은 무기화학물질과 유기성 고분자 물질이다.

영양염류나 미생물의 주입은 퇴적물내에 존재하는 유기성오염물질을 생분해하기 위하여 주입하는 것으로 현장환경에 적합한 미생물을 활성화시켜 유기물질을 제거하는 것이다. 영양물질로는 질소, 인, 유기탄소원, 산소 그리고 미량 영양염 등으로 퇴적물내에 부족한 성분을 주입하여 미생물을 활성화시키는 것이다. 독성물질을 분해되기 위해 배양된 미생물은 퇴적물 준설시 함께 주입하게 된다.

2. 탈수(Dewatering)

탈수의 목적은 준설된 퇴적물내의 고형물 함량을 증가시키기 위한 것으로 탈수의 목적은 다음과 같다. 첫째, 탈수된 퇴적물을 보다 손쉽게 다루기 위하여, 둘째, 탈수된 퇴적물처리를 위해 소각이나 열분해와 같은 후속공정에 유지관리비용의 감소를 위하여, 셋째, 탈수된 퇴적물의 부피와 무게의 감소를 통해 이송비용을 줄일 수 있기 때문에 탈수를 행한다.

기계적 탈수방법으로는 원심분리 탈수(centrifuging), 진공탈수(vacuum filtration), 가압여과(filter pressing)에 의한 탈수 등이 있다.

진공탈수방법은 금속망이 있는 원형의 드럼에 여포를 씌우고 여기에 진공을 가해 여포를 통해 물을 흡수하고 슬러지는 여포에서 여과하는 방식이다. 이 방법에 의한 탈수에서는 석회, 고분자 응집제, 규조토 등을 가해 조정을 해야만 양호한 탈수효과를 얻을 수 있고, 여포의 폐색현상을 방지할 수 있다. 그러나 진공탈수기에는 탈수에 사용될 수 있는 압력이 기껏해야 대기압과 진공의 차이인 1기압이며, 실제 조작에서는 60%정도밖에 사용할 수 없다. 따라서 탈수속도를 크게 할 수 없고 생성케익의 함수율도 70%정도에 머무르게 된다. 이 처리방식이 갖는 단점으로는 침전지에서 연속적으로 배출되는 슬러지와 같은 저농도의 슬러지에는 적용하기 곤란하다. 이 진공탈수 방식은 일반적으로 슬러지 발생량이 대량인 경우에 적합한 것이다.

가압여과는 판모양의 다공질지지체에 여포를 깔고, 고압에 견딜 수 있는 견고한 여실내에 슬러지를 주입하여 그 안에 고압력으로 슬러지를 압입탈수하는 것이다. 여실은 보통 역래에서 수십개 정도가 병렬로 설치되어 한번에 많은 양의 슬러지를 처리할 수 있게 되어 있다.

가압탈수법을 사용하면 보통 점토입자를 주성분으로 한 슬러지에서는, 거의 전처리(슬러지의 조정) 없이 또는 약간의 석회나 고분자응집제 등을 조정용으로 첨가하는 것만으로 50%이하의 아주 낮은 함수율을 얻을 수 있는 경우가 많다. 그러나 유기물을 다량 함유한 원수나 조류 등을 다량 포함하는 원수를 응집시켜 발생한 슬러지를 탈수할 경우에는 반드시 직접적인 탈수조작 만으로 그 성과를 얻을

수 없으므로 조정이 필요하게 된다.

표 4-2. 탈수기의 종류

구분	진공탈수기	가압형탈수기			원심분리기	조립탈수기
		필터프레스	벨트프레스	스크류프레스		
사용되고 있는 형식	벨트형	횡형, 종형	-	-	데칸다형	드럼형
탈수기구	감압여과	슬러지공급압력	여포의 압착력과 전단력	스크류압착	원심분리	슬러지응집 및 중력을 이용한 물의 분리
슬러지공급방법	연속	간헐	연속	연속	연속	연속
전처리	석회산처리후 석회동결융해	석회산처리후 석회(고분자응집제)	석회산처리후 석회(고분자응집제)	석회산처리후 석회(고분자응집제)	고분자응집제 동결융해	고분자응집제
기타	슬러지성상에 따른 영향이 큼	슬러지성상에 따라 전처리를 하지 않아도 됨	슬러지 성장에 따라 운전결과 매우 다르므로 전처리 필수		건조,소성의 공정이 필요한 경우도 있음	슬러지농도가 낮아도 사용된다. 건조소성의 공정이 필요한 경우도 있음

가. 진공탈수기

진공탈수기는 드럼, 진공장치 및 여포로 구성되며, 드럼의 표면에는 원슬러지를 여포로 통하여 진공력을 주어 탈수하는 것이다. 진공탈수기는 드럼배면을 진공으로 만든 구조로 되어 있으며, 다실형과 단실형으로 나눌 수 있다.

다실형의 탈수기는 드럼에 고정된 수열의 도랑이 있어 도랑으로부터 도관이 드럼 축단으로 개구하고 드럼과 함께 도관과 회전하면 그 개구부가 진공실내에 있는 사이의 도랑의 부분이 진공이 되므로 슬러지를 흡착하여 탈수한다. 회전이 진행하여 도관개구부가 압축공기실에 도달하면 도랑의 부분에 농축공기가 들어가서 케이크가 여포로부터 떨어진다.

단실형의 탈수기는 고정된 주축을 격벽으로 구분하고 한쪽을 진공주관으로 하여 드럼내에 개구부를 설치한다. 주축의 한쪽은 압축 공기 주관으로 하고 여기에

접속한 도관에 도랑을 고정한다. 이 방법에서는 폐쇄가 빨라지므로 최근은 여포 주행형이라는 일부 여포가 드럼으로부터 떨어져 여기서 압축공기를 사용하는 대신에 박리롤을 설치하여 케이크를 박리하고 여포 세척장치를 써서 폐쇄를 해소시키는 개량형이 보급되고 있다.

진공탈수법에서 슬러지를 직접 여과하는 것은 드물고, 석회첨가 또는 여과 이후 석회첨가를 하거나 동결융해법 등의 전처리가 필요하다. 또 케이크의 함수율은 슬러지성상이나 전처리방법에 따라서 차이가 크고 60~80% 정도이다.

진공탈수기의 생명은 여포에 있다고 할 수 있으므로 다음과 같은 선정조건을 기준으로 신중히 결정해야 한다.

- ① 내산, 내알카리성일 것
- ② 강도, 내구성이 클 것
- ③ 안정된 여과속도를 얻을 수 있을 것
- ④ 사용중인 팽윤, 수축이 적을 것
- ⑤ 폐색이 적고 케이크를 박리하기가 좋을 것
- ⑥ 탈수여과액의 청정도가 높을 것
- ⑦ 재생이 가능할 것

부대설비로서는 배트(vat)내의 교반장치, 세척장치 및 벨트 콘베이어의 케이크 반출 설비 등을 설치하여야 한다. 배트내의 슬러지가 침전하지 않도록 교반장치로 완만하게 교반하는 것이 필요하다. 그러나 응집된 슬러지가 떨어져서 작아지게 되므로 급격한 교반은 바람직하지 않다.

나. 가압형 탈수기

가압형 탈수기는 슬러지에 기계적 압력을 가하여 압착, 탈수하는 장치로, 필터프레스식(가압, 가압+압착), 벨트프레스식 및 스크류프레스식으로 구분할 수 있다.

필터프레스는 복수의 여판, 여과 틀, 여포로 구성된 것으로 여판과 여과 틀의 사이에 여포가 끼워져 있다. 펌프로 가압된 원슬러지가 여과 틀에 들어가서 원 슬러지중의 고형분은 케이크로 되어 여포의 여실에 축적되고 여포를 통과한 여액은 여판으로부터 여액송관을 통하여 배출되는 기구로 되어 있다. 필터프레스는 슬러

지의 성상에 따라 전처리를 하지않고 탈수가 가능할 경우도 있으나 일반적으로 석회를 첨가하거나 산처리 후 석회첨가를 하는 등의 전처리가 필요하다. 케이크의 함수율은 55~70%로 진공여과방식에 비교하여 적고 압착기구가 있는 것은 다시 5~10%정도 감소된다.

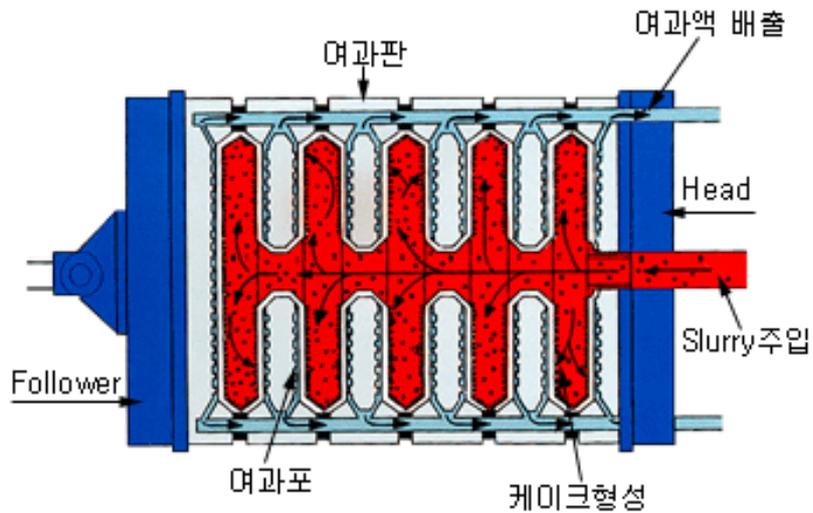


그림 4-2. 필터프레스

벨트프레스형은 다수의 롤러 사이에 두개의 여포를 설치한 것이다. 아래 여포 위에 고분자응집제를 첨가한 슬러지를 공급하면 플록사이의 간극수는 중력으로 인해 탈수되고 상하여포의 압착력을 써서 부착수를 탈수한다. 최후로 전단력을 가하여 압축력을 증가하면 슬러지의 함수율은 떨어진다. 케이크는 스크레이퍼로 박리시킨다. 여포의 막힘을 방지하기 위하여 압력수를 제정하고 다시 중력여과부로 되돌린다.

벨트프레스에서 벨트의 속도가 빨라지면 탈수시간이 짧아져서 수분이 많은 케이크가 생성되며 벨트의 인장력이 증가되면 더욱 건조한 케이크가 생성되나 벨트의 마모가 심하여진다. 또한 폴리머 사용을 증대시키면 더욱 건조한 케이크가 생산된다. 슬러리 주입을 증대시키기 위하여서는 벨트의 속도를 증대시켜야 한다. 또한 성글은 여과막을 사용하면 보다 건조된 케이크를 얻을 수 있으나 SS 회수율은 낮게 된다.

스크류프레스형은 구동장치, 드럼본체, 스크류, 커버, 저항장치 등으로 구성되고 투입된 슬러지를 스크류로 연속적으로 일차 탈수하고 저항장치에서 이차 탈수하

여 배출하는 것이다.

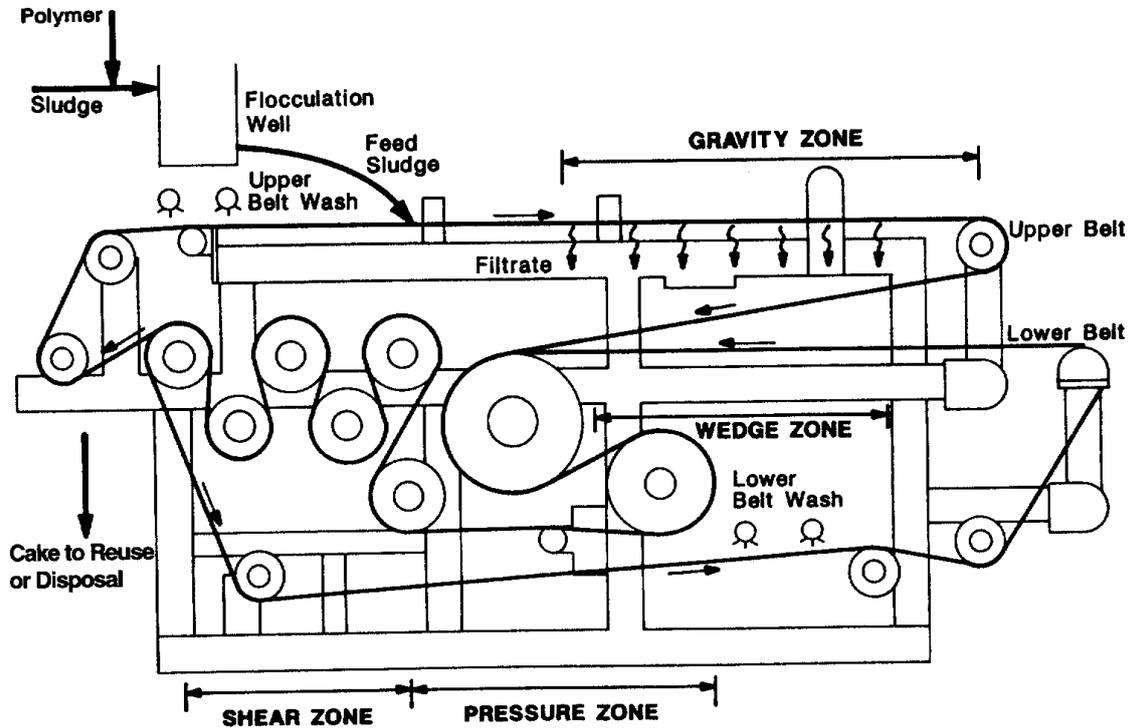


그림 4-3. 벨트프레스

다. 원심분리기

원심분리기는 고속회전하고 있는 회전드럼형원심기 중에 고분자응집제 등으로 전처리된 원슬러지를 공급한다. 강대한 원심력으로 비중이 큰 고형물은 신속하게 침강하고, 회전드럼의 내벽에 흡착하여 액분과 고형분으로 분리된다.

원심분리법은 슬러지를 회전 드럼속에서 고분자응집제 등을 첨가하여 탈수하는 방법으로 진공, 가압탈수기보다도 탈수성이 못하나 건조, 소성의 공정을 조합하면 처분상 유리한 탈수방식이다. 또 원심분리기로부터 나오는 케이크의 함수율은 60~80% 정도이다.

원심력이 정도는 중력가속도의 배수로 표시되며, 보통 1,500~3,000G의 원심력을 이용한다. 원심력이 클수록 탈수 성능은 향상하나 기계의 마모나 기계의 하중도 증가하므로 목표로 하는 케이크의 분리액을 얻을 수 있는 범위내에서 되도록 적게하는 것이 바람직하다.

원심분리기의 장점은 다음과 같다.

- ① 고분자응집제의 첨가로 우수한 탈수능력을 발휘한다(석회첨가가 필요 없다).
- ② 24시간 연속운전이 용이하고 연속관리가 비교적 간단하다.
- ③ 장치가 콤팩트하다.
- ④ 처리과정이 단순하다.

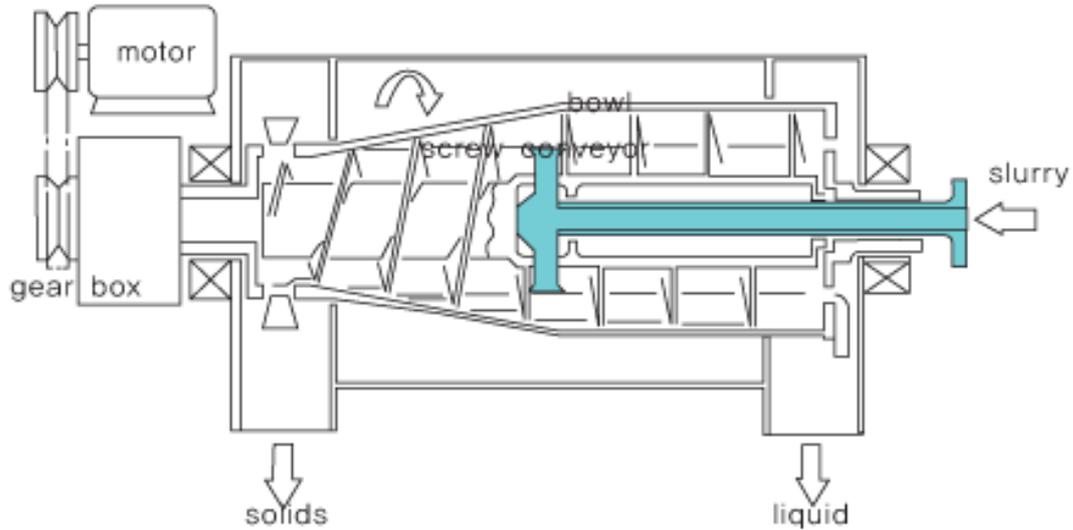


그림 4-4. 원심분리기

라. 조립탈수기(造粒脫水機)

조립탈수기는 고분자응집제의 첨가에 의해서 슬러지 flocc이 점차적으로 비교적 강한 집괴를 형성하여 고분자의 응집력으로 내부의 물을 배출하고 탈수응집하는 현상을 응용한 것으로, 알루미늄 flocc에 고분자제인 polyacrylamide를 투여하고 천천히 drum을 회전하게 되면 flocc입자는 고분자에 의한 집괴력을 유지한 채 내부수를 토출해서 물과 분리된다. 즉, 회전드럼형의 중력식 탈수기로서 원슬러지에 고분자응집제와 물글라스 등의 조제를 첨가하여 완만하게 교반을 하면 입자는 상호 흡착하여 응집한다. 수중에서 이 입자에 회전운동을 주면 펠릿상의 큰 입자가 되어 입자간의 수분이 제거되고 괴상으로 결합된다. 수분은 드럼에 설치한 슬릿으로 배출되면서 케이크를 축단의 개구부로 보내는 구조로 되어있다.

조립탈수법은 석회첨가처리, 산처리의 난점을 해소하기 위하여 개발된 것으로 탈수성 자체는 앞의 기종들보다 못하나 구조가 간단하고 고장이 적다. 조립탈수기로부터 나오는 케이크의 함수율은 65~80%정도이므로 건조공정과 조합시키는 경우가 많다.

3. 입자분리

입자분리는 퇴적물내의 미세한 입자나 조대입자를 제거하기 위한 중요한 공정 중의 하나이다. 아주 작은 Clay나 유기물질의 미세입자는 상호간에 흡착하는 경향이 있기 때문에 다량의 오염물질을 함유하고 있어 이들의 효과적인 제거를 위해서는 입자의 분리가 필요하다. 이보다 큰 입자들은 오염물질의 함량이 작아 입자분리와 부피감량화 공정을 거친 후 최종 처리를 하여도 될 것이다. 입자분리기술 선정은 오염된 퇴적물의 부피, 퇴적물의 구성성분, 준설의 형태, 설치장소 등에 의해 결정되어진다. 입자분리를 위한 기술로는 Impoundment Basin, Hydraulic Classifier, Hydrocyclone, Screen, Grizzlies 등이 있다. 각 처리기술의 특징과 비용을 비교하여 표 4-3에 나타내었다.

Impoundment Basin은 부유물질을 중력에 의해 침전제거하는 것으로 준설된 퇴적물이 수로를 지나면서 중력에 의해 침강하는 것이다. 조유입부에는 조대입자가 침강되어지고 조의 뒷부분으로 갈수록 미세입자가 침강하게 된다. 이 기술은 넓은 부지가 허용되는 곳에서 설치가능하며 제거목적에 따라 조의 규격이 결정된다.

Hydraulic Classifier는 물리적 분리장치로 모래나 자갈 등을 준설된 퇴적물로부터 제거하며 3/8inch으로부터 약 105~74 μ m까지 분리할 수 있다. Impoundment Basin과 비슷한 기능을 지닌 직사각형 Tank로 Tank의 길이에 따라 다양한 입자 크기의 침전물을 제거하는 각각의 호퍼가 있다. Clay나 Silt와 같은 미립자의 제거를 위해서 Hydraulic Classifier는 Spiral classifier와 함께 직렬로 사용하기도 한다.

Hydrocyclone은 준설된 퇴적물을 원심력에 의해 분리하는 기술로 유체가 접선 방향으로 투입하는 Cylinder 부분과 입자가 분리되어 배출되는 콘형태의 모양의 Conical 부분으로 구성된다. 입자가 크거나 무거운 입자는 Conical 부분으로 모여져 Apex를 통해 농축수로 배출되어지고 미세입자를 포함한 월류수는 Vortex Finder라는 곳으로 배출되게 된다. Hydrocyclone은 요구되는 입자분리에 따라 형태가 결정되게 된다.

Grizzlies는 바위나 자갈과 같은 아주 큰입자를 제거하는데 합당한 진동설비이다. 이 장치는 크기가 큰 물질을 제거하며 다음의 연속된 공정을 위해 슬러리의

속도를 감소시키는 것으로, 후속의 고체분리기술의 효율을 높여준다. 후속 처리공정으로 유입되는 마모성 퇴적물의 양을 줄여주기 때문에 전체적인 유지비를 줄일 수 있게 하며 비교적 적은 공간을 차지하는 장점을 가지고 있다. 이 기술은 골재의 준설시에 이용되는 것으로 미립자의 제거는 불가능하다.

Screen은 선택적으로 입자를 분리하는 것으로 고정되어있거나 진동하는 것이 있다. 물과 미립자는 스크린 사이로 통과하고 큰 입자는 스크린에 걸려 한쪽으로 모이게 된다. 이 기술 또한 Silt나 Clay 같은 미립자의 제거는 불가능하다.

표 4-3. 퇴적물의 입자분리 기술 비교

처리기술	특징	상대비용
Impoundment Basin	20 μ m~30 μ m범위의 입자제거에 적합 10 μ m이하의 입자제거(화학응집필요) 입자크기별로 분리가 가능 소요부지면적이 넓음	고가
Hydraulic Classifier	74 μ m~149 μ m범위의 입자제거에 적합 처리용량은 205tph~300tph 입자크기별로 분리가 불가능 소요부지면적이 넓음 고형물 농도가 높은 것에 적용	중저가
Hydrocyclone	미립자의 분리가 가능. 고형물 농도가 10~20%인 경우 분리가 불가능	중저가

제3절 본처리 기술

1. 열처리(Thermal Destruction Technology)

이 기술은 일반적으로 PCBs, PAH, chlorinated dioxine, furan, petroleum hydrocarbon, pesticide 등과 같은 유기화합물을 파괴하는데 가장 효과적인 기술이나 시설투자비가 비싼 것이 단점이며, 다음과 같은 기술들이 있다.

- 소각(Incineration)
- 열분해(Pyrolysis)
- 고압산화(High-pressure oxidation)
- 유리화(Vitrification)

중금속은 파괴시키지 못하고 고정화(Immobilization)시키는 기술을 적용시키고 있다. 특히, 휘발성금속인 수은은 flue gas로 방출되어 emission control할 수 있는 추가적인 장치를 설치해야 한다.

가. 소각(Incineration)

지금까지 유기화합물을 파괴하는데 가장 일반적으로 사용해온 기술이며, 기본적으로 유기물질을 태우거나 산화시키는데 산소가 필요하다.

퇴적물과 같은 적은 고형물의 소각은 좀 특별한 경우라 할 수 있으며 많은 양의 에너지가 필요하고 매우 비싸다. 또한 이 소각기술은 중금속오염물질을 제거하지 못한다. 대부분의 소각기술은 산화공정을 통해 금속용출가능성이 증가하며 이렇게 용출가능성이 높은 금속은 추출공정(extraction process)을 이용하여 처리한다. 소각기술은 크게 두 가지로 나눌 수 있다. 하나는 conventional incineration이고 또 하나는 innovative incineration이다.

Conventional incineration에는 rotary kiln, fluidized bed, multiple hearth, infrared incineration 기술들이 있으며, 전형적인 가열온도는 650~980도이다. 그리고 innovative incineration은 conventional incineration보다 더 높은 온도에서 운전하고 더 높은 제거효율을 얻을 수 있다. 이 기술의 대부분은 free-flowing

ash대신 밀도 높은 slag나 유리화된(glass-like)고형물을 최종 생산하며 매우 비싼 단점이 있는 반면 최종적으로 비용출성물질을 만들어내는 장점을 가지고 있다.

나. 열분해(Pyrolysis)

열분해는 산소가 없이 고형물에 열을 가하는 것이며, 시스템은 1차 연소실, 2차 연소실, 오염제어장치로 되어있다. 540~760도 범위의 높은 온도에서 크고 복잡한 분자를 간단한 분자로 분해하며, 그 결과 발생하는 가스는 별도로 모아져서 1,200도에서 후연소하여 파괴한다.

Thermal Gas Phase Process는 수소가스를 가지고 PCBs, dioxine으로부터 C1원소를 제거하는 특별한 공정이며 1991년 7월 Hamilton, Ontario에서 PHA와 PCBs에 오염된 항구 퇴적물을 Pilot-scale reactor로 운전한 결과 99%이상의 파괴효율을 보였다. Pyrometallurgy 또는 smelting/calcination는 열분해의 비특허화된 형태이며, metal-bearing ore를 처리하는데 보통 사용하는 상업적인 기술이다.

금속 또는 금속산화물의 함량이 많을수록 처리효율은 커지지만 잠재적으로 독성 슬러지를 가지고 있다.

다. 고압산화(High-Pressure Oxidation)

이 기술은 크게 wet air oxidation과 supercritical water oxidation으로 나눌 수 있다. 두가지 공정의 전형적인 운전조건은 표 4-4에서 보는 바와 같다. 습식산화는 초임수산화에 이용된 압력의 10분의 1로 운전할 수 있다. 또는 두 공정기술을 결합하여 고온고압으로 유기화합물을 분해하여 파괴한다.

표 4-4. 고압산화공정의 운전조건

공정	운전온도	운전압력(kpa)
Wet air oxidation	150 ~ 300	2,000 ~ 20,000
Supercritical water oxidation	400 ~ 600	22,300

주) 출처 : USEPA(1991):Kiang and Metry(1982)

습식산화는 일반적으로 오수슬러지 개량화하는 데에 적용되어왔음에도 불구하고 상업적으로 증명된 기술이다. 이 기술은 hydrocarbon(PHA포함), pesticide, 페놀화합물, 시안, 기타 유기화합물들을 분해시킬 수 있으며 또한, 촉매를 사용함으로써 산화력을 더 향상시킬 수 있다. 특히 PHA의 처리효율은 탁월하지만 PCBs의 파괴효과는 약하다. 이 기술의 vendor중의 하나가 Zimpro Passavant(Rothschild, Wisconsin)이다.

초임수산화는 상대적으로 새로운 기술이며, PCBs 및 다른 안정된 화합물을 제거하는데 효과적이다. 이공정의 주요 vendor로는 Modar,Inc.(Natick, Massachusetts)와 VerTech Treatment Systems(Air Products and Chemicals, Allentown Pennsylvania) 등이 있다.

라. 유리화(Vitrification)

유리화는 전기로 열을 가하여 유기화합물을 파괴하고 불활성오염물질을 고정화시키는 기술이다. 특히 폐기물에 높은 전류를 통해주면 고형화된다. 이런 최종생산물은 유리같은 물질로 용출되기가 매우 어려운 상태가 된다. 전형적인 가열온도는 약 1,600도 정도이고 이 기술은 Geosafe Corp.(Kirkland, Washington)로부터 상업적으로 이용되었다.

2. 화학처리(Chemical Treatment Technology)

가. 복합물질 형성(Chelation Process)

Chelation은 금속양이온과 ligand(chelating agent)간의 안정된 복합물질(chelate)을 형성시키는 공정이며, 고정화(Immobilization)공정을 고려해야 한다. 또한 어떤 추출(Extraction)공정은 ligand를 사용한다.

안정된 복합물질에 결합되어있는 금속양이온은 화학적 또는 생물학적계에서 다른 화학약품과 더 이상 반응하지 않게 된다.

일반적으로 복합물질의 안정성은 ligand와 금속양이온 간의 결합수가 증가할수록 커진다.(Snoeyink and Jenkins, 1980). 단일결합으로 형성된 ligand는 monodentate라 하고, 이중결합으로 형성된 ligand는 bidentate라 불리어지고, 이중결합이상 형성된 ligand는 polydentate라 알려져 있다.

특히, EDTA는 잘 알려진 polydentate ligand이다(Brady and Humiston, 1986). pH는 처리공정에 영향을 미치는 가장 중요한 매개변수 중의 하나이며, 처리효율은 ligand 주입량에 따라 변한다.

나. 탈염소화(Dechlorination Process)

Dechlorination Process는 고온, 알칼리 조건하에서 화학약품을 첨가하여 PCBs, dioxin, pentachlorophenol 등과 같은 오염물질로부터 염소분자를 제거하는 공정이다(USEPA, 1990).

전형적으로 화학약품은 오염퇴적물과 혼합하여 몇시간동안 110~340도로 가열하며, 화학반응을 거쳐 스팀과 휘발유기성증기를 방출한다. 이 증기는 응축시키고 더 나아가 활성탄을 사용하여 제거한다. 처리된 잔류물은 부산물과 시약을 반응조에서 제거하기 위해 린스하고 폐기 전에 탈수한다. 또한 잔류물의 pH조정이 필요하며 이때 발생된 폐수는 처리가 더 필요하다.

퇴적물과 같은 낮은 고형물함량을 가진 유입수를 처리하기위해 많은 양의 시약이 필요하고 에너지소비도 커진다. 그리고 폐기해야할 폐수의 부피도 커지는 것이 공정의 큰 단점이라 할 수 있다. 4가지 대표적인 dechlorination 공정은 다음과 같

다.

(1) APEG Chemical Dehalogenation Treatment

이 공정은 전형적으로 aromatic halogenated compound를 처리하는데 APEG를 사용한다.(USEPA,1990).

Sodium hydroxide(NaOH)가 값이 싸고 이런 목적으로 지금까지 사용해왔음에도 불구하고 Potassium hydroxide(KOH)는 가장 일반적으로 polymeric alkoxide(potassium polyethyleneglycol[KPEG])를 생성하기 위해 polyethyleneglycol(PEG)와 함께 사용되어지고 있다. KOH 또는 NaOH/tetraethylene glycol은 halogenated aliphatic compound에 좀 더 효과적이다. Dimethyl sulfoxide(DMSO)는 “enhance reaction rate kinetics”에 추가되어진다. 반응 후 생산물은 glycol ether, hydroxylated compound 그리고 부산물로 수용성 알칼리 금속염이 발생한다.

(2) Dechlor/KGME Process

KGME는 Chemical Waste Management, Inc.에서 특허낸 화학약품이며, 친핵치환반응에 사용되는 물질이다. 기본적으로 액상 할로젠화합물(특히, PCBs)에 대해서 사용되어지고 또한 KGME는 실험실에서 오염토양처리에 성공적으로 사용되어졌다.

(3) Base-Catalyzed Dechlorination Process

Base-Catalyzed Dechlorination Process는 PEG 사용없이 유기화합물의 탈염소화하기 위해 1차적으로 열처리된 유입수에 화학약품을 주입하는 공정이고 이 mechanism은 수소반응에서 볼 수 있다(Rogers,1993). 수소는 높은 끓는점 oil에 촉매를 넣어줌으로써 발생한다. 이 공정은 in situ와 ex situ에서 액상 및 고상 모두에 적용가능하다.

(4) Ultrasonically Assisted Detoxification of Hazardous Materials

이 공정은 용매, 다른 시약과 초음파방사선을 사용해 토양에서 PCBs의 화학적 파괴에 이용되고 있다. PCBs의 탈염소화는 현재 입증은 되지 않았지만 친핵치환 반응으로부터 처리되어진다고 판단된다.

초음파방사선의 사용목적은 반응에서 열을 가하는 역할을 하는 것이다. 현재 이

기술은 가열반응조와 reflux column에서 적당한 온도를 사용하며 실험되어지고 있다(Kaszalka, 1993). 이 공정은 ex situ에서만 적용가능하며, 화학약품을 회수이용함으로써 경제적으로 유리하다.

다. Oxidation Process

화학적 산화는 유기물질을 변형, 분해, 고정화시키기 위해 화학약품을 사용하는 것으로서 산화제로는 보통 오존, 과산화수소, peroxone($O_3 + H_2O_2$), 과망간산칼륨, 질산칼슘, 산소 등이 있다. 특히 오존, 과산화수소, peroxone은 고급산화공정(AOP)에 이용되는 산화제로 잘 알려져 있다.

이론적으로 화합물은 이산화탄소와 물로 완전히 분해될 수 있으며 pH, 온도, 접촉시간을 적절히 제어함으로써 유해한 중간생성물 형성을 억제할 수 있다.

산화는 독성을 줄이거나 생물학적으로 이용가능한 형태로 변형시키거나 파괴하는데 사용되며 일반적으로 액상의 amine, phenol, chlorophenol, cyanide, halogenated aliphatic compound, mercaptan, pesticide등을 처리하는데 이용된다. 또한 토양slurry 및 슬러지 처리에도 이용된다.

유기화합물에 따른 산화의 효율은 표 4-5에 잘 나타나 있다.

산화는 비선택적이며 모든 화학적으로 산화가능한 물질들은 산화제에 대해서는 완벽하게 산화처리 가능하지만 고농도 할로젠화유기화합물들은 적용할 수 없다.

PCB, Dioxin같은 오염물질은 오존 단독으로 반응하지 않고 산화제로 UV와 함께 사용된다. 특히 UV는 slurry상태의 혼합물을 통과할 수 없으므로 처리효율에 제한이 있다. LANDTREAT 공정은 유기화합물 흡착에 합성 polysilicate를 사용하여 2차반응에서 중금속양이온을 금속 silicate로 전환시키는 공정이고 PETROXY공정은 PETROXY시약에 의해 산화시키는 공정이다. 이 시약은 과산화수소와 다른 화학물질의 결합으로 되어 있다.

최근에는 질산칼슘(Calcium nitrate)을 산화제로 많이 사용하고 있는 추세이며 탈질산화와 인의 침전을 촉진시키기 위해 퇴적물 안에 주입하고 있다(Hodges, 1998).

표 4-5. 유기화합물에 따른 산화의 효율

Oxidation Suitability	Compound
High	Phenols, aldehydes, amines, some sulfur compounds
Medium	Alcohols, ketones, organic acids, esters, alkyl-substituted aromatics, nitro-substituted aromatic compounds, carbohydrates
Low	Halogenated hydrocarbons, saturated aliphatic compounds, benzene

주) 출처:USEPA(1991b).

라. 화학응집(Chemical coagulation)

화학응집은 고액분리 후 발생하는 액상잔류물에 적용 가능한 기술이며 수중에 현탁하는 미세입자를 화학약품 등을 사용해서 서로 응집시켜 침강을 촉진시키는 방법이다.

일반적으로 미립자표면에는 전기가 있기 때문에 상호간에 서로 반발하고 있다. 그래서 입자표면의 전기를 어떤 방법으로든 중화시키면 입자간에 작용하는 인력에 의해 입자응집이 시작된다. 표면전기를 중화하여 응집시키는 방법으로는 응집제를 사용하는 것이 가장 보편화되어 있다.

응집제를 사용했을 때, 그 효과에 영향을 주는 인자로서 응집제의 양, 이온가, pH, 공존이온의 종류, 혼합정도 등이 있다.

응집제의 이온가는 클수록 효과가 있으며, 첨가량이 적어도 처리효과는 좋다. 응집제를 사용하는 처리에서는 응집반응을 촉진하기 위한 급속교반과 응집플록의 형성을 돕는 완속교반을 하여 침강분리조작을 한다. 교반조작은 침강분리효과를 높여서 첨가하는 응집제를 유효하게 이용하기 위한 중요한 조작이며, 일반적으로 급속교반과 완속교반의 시간은 각각 3~5분 및 10~15분이 좋다고 한다.

퇴적물의 인 방출이 있을 때는 응집제인 aluminum sulfate(alum)을 넣어줌으로써 감소시킬 수 있다.

3. 추출(Extraction Technology)

가. 용매(Solvent extraction)

용매는 오염된 퇴적물에서 입자성 고형물, 수분, 농축된 유기화합물로 각각 분리하는데 사용되나 이 추출공정은 오염물질을 제거하고 처리·처분해야하는 오염물질의 부피를 줄일 수 있으며 추천하는 입자크기는 0.5cm이다.

이 공정은 크게 네가지 기본처리 단계로 나누어진다. 즉 오염물질의 추출, 퇴적물과 추출제(용매)의 분리, 처리된 퇴적물로부터 잔류용매 제거 그리고 용매 재이용이다. 특히, 이 기술은 PAH, mineral oil, PCBs, 할로겐유기물 그리고 살충제 등의 제거에 많은 경험을 가지고 있다.

대표적인 용매추출로는 Basic Extraction Sludge Treatment(BEST), CF Systems Solvent Extraction, Low Energy Extraction Process(LEEP) 등이 있다.

나. 세척(Washing)

세척기법은 적절한 세척제를 사용하여 토양이나 퇴적물입자에 결합되어 있는 유해 유기오염물질의 표면장력을 약화시키거나 중금속을 액상으로 변화시켜 처리하는 기법이다.

이 기법은 중금속, 할로겐족 용매, 방향족 화합물, 가솔린, 석유계 물질, PCBs, 페놀 등 다양한 오염물질 제거에 적용할 수 있으며, 모래와 같은 조세입자에 대해서는 탁월한 제거효과를 나타내나 점토나 실트와 같은 미세입자에는 낮은 적용성을 나타낸다.

세척기법에 이용되는 세척제는 오염물질을 토양이나 퇴적물로부터 분리·용해시키는 역할을 하는 물질로서, 계면의 자유에너지를 낮출 뿐만 아니라 계면의 성질을 현격히 변화시키며 물에 대해 용해성이 적은 물질을 열역학적으로 안정한 상태로 용해시킬 수 있는 중요한 화학물질이다.

물 같은 유체 및 표백제, 산 또는 킬레이트제와 같은 화학약품을 첨가하여 오염 퇴적물을 분리해낸다.

상업적인 full-scale soil washing plant가 1982년부터 유럽에서 운전되어졌고

최근에는 토양뿐만 아니라 퇴적물처리에도 광범위하게 적용되어지고 있다.

4. 생물처리(Bioremediation Technology)

이 기술은 유기오염물의 파괴 내지 무기오염물의 제거를 위해 미생물학적 활성도에 의존하며 오염물이 미생물 증가에 의해 독성이 줄어든 상태 내지 무독성 형태로 변환되었을 때 생복원이 일어난다.

최근에 이루어진 bench-scale test에서 유기화합물을 파괴하는데 효과적인 것으로 나타났으며, 게다가 SSSA(1995)는 카드뮴, 수은, 비소 그리고 셀레늄의 생복원에 대한 경험을 가지고 있다.

생복원은 미생물의 선정 및 환경적 특성(온도, pH, 산소농도, 영양분 등)과 같은 인자를 포함한 아주 복잡한 공정이다. 이 공정은 아직까지 좀 더 좋은 결과를 산출하기 위해 in situ test만 해오고 있다.

가. Bioslurry process

Bioslurry reactor는 미세입자 오염물질을 처리하는데 가장 적절한 공정이다. Bioslurry 시스템에서 sediment-water-slurry(15~40% solid)는 열리거나 닫힌 탱크에서 적절한 영양분을 포함하여 제어된 조건하에서 연속적으로 혼합되어지는 것이다. 처리하고자하는 토양 또는 퇴적물에 대한 Bioslurry시스템은 대체로 전형적인 체류시간이 2~12주이므로 회분식 모드에서 운전되어진다. 일단 처리기간이 끝나면 고형물은 물로부터 분리되고 별도로 처분된다. 이 slurry 고형물 농도 범위는 15~40% 이다.

나. Composting

퇴비화 기법은 생물학적 공정인데, 이 공정에서는 미생물에 의해 생물학적으로 분해 가능한 독성물질이 50~55 °C(120~130 °F)의 온도에서 무해하고, 안정한 부산물로 변한다. 이 생물학적 처리공정은 1차적으로 오염된 고형물을 분해하는데 사용되고 물, 산소, 영양분은 박테리아 성장을 돕는데 필요하다. 또한 폐수와 휘발

성오염물질이 부산물로 생성된다.

다. Contained treatment facility

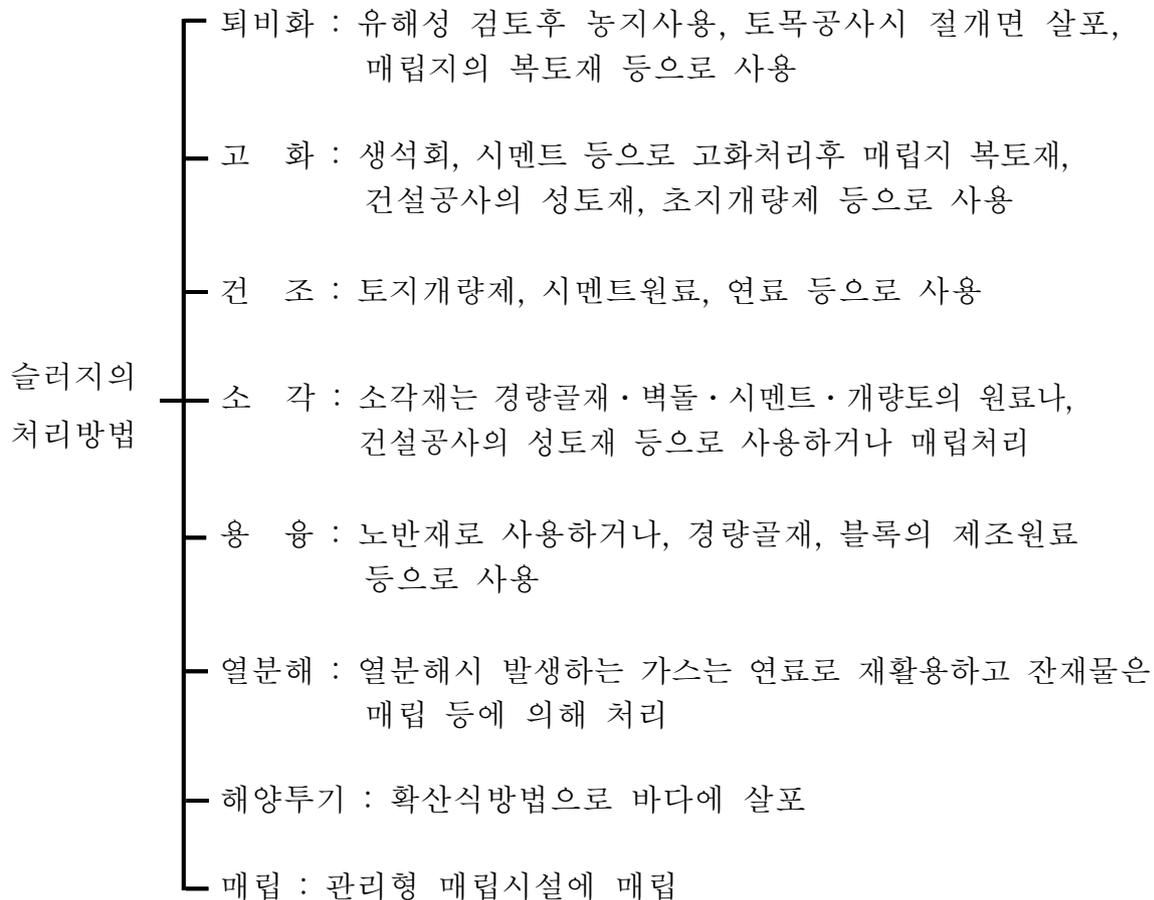
CDF(confined disposal facility)는 퇴적물의 생복원에 대해 contained treatment facility로서 사용되어진다.

이 시설은 생분해를 촉진시키기 위한 제어된 조건하에서 긴 기간동안 영구적인 저장을 제공할 수 있다. CDF에서의 퇴적물 깊이는 1.5~5m가 적당하다.

제4절 퇴적물의 처분

슬러리는 해양에서 준설한 퇴적물과 육상의 하수종말처리장, 폐수종말처리장 등에서 발생된 슬러리로 나뉠 수 있을 것이다. 해양에서 준설한 퇴적물의 최종처리 방법은 해양투기, 매립, 소각, 재활용 등의 방법이 있을 수 있다. 현재 항만건설 시 발생하는 준설물질 처리방법으로는 준설토를 해양투기하는 방법과 투기장 내 투기(장기간 방치, 건조,) 등의 방법으로 처리되고 있다.

하수 슬러리의 최종처리 방법들은 퇴비화, 고화, 건조, 소각, 용융, 열분해, 해양투기, 매립과 같은 방법들이 있다.



1. 해양투기(Ocean Dumping)

해양은 수세기동안 인간의 활동에서 비롯된 폐기물을 처리하기 위해 사용되는

장소로 간주되어 왔으며, 이는 폐기물이 육지에서 충분히 먼 곳에 투기되기만 하면 바다의 자정능력은 무한한 것으로 여겨왔다. 일반적으로 해양투기(Ocean Dumping)의 정의는 육상에서 처분이 곤란한 일반 고체폐기물, 특정 산업폐기물 그리고 방사성폐기물 등을 선박 또는 항공기에 적재하여 해양에 인위적으로 투기하는 행위를 말한다.

해양투기에는 폐기물의 특성상 비교적 무해하고 그 발생량이 과다하여 육지에서 대량처리가 곤란하며 처리비용이 과다하게 소요되는 폐기물을 적정 처리방법에 따라 지정된 해역에 배출토록 허용하여 비용절감과 매립용지 확보의 어려움을 일부 해소하고 연안오염부하를 경감할 목적으로 해양에 투기하기 시작하였다.

국제적으로도 폐기물의 해양투기는 1970년대 이전까지만 해도 해양환경에 그다지 악영향을 미치지 않는 것으로 인식되어 왔다. 그러나 급속한 인구증가와 도시화, 공업화, 생활수준의 향상 등으로 폐기물의 발생량이 급증하고 이에 따라 해양투기의 양도 그만큼 급격히 증가하였다. 그 결과, 1970년을 전·후로 폐기물의 해양투기가 해양의 환경을 크게 훼손시킴은 물론 어업활동과 선박의 항해에 장애를 일으킬 수도 있음이 주목되어 해양투기는 국제적인 문제로 부각되었으며 해양투기의 규제를 위한 국가간 협력이 활발히 모색되고 있다.

가. 해양투기와 해양환경

해양투기가 해양환경에 미치는 영향은 장기적으로 나타나게 되며, 오염에 의한 부작용이 가시적으로 나타날 때에는 이미 그 해양환경은 치유 복원되기가 매우 어렵거나 복원에 상당한 시간과 비용이 들게 된다. 우리나라의 경우 국민의 단백질공급량의 50%를 담당하는 해양환경은 국민보건과 환경위생측면에 있어서 효율적인 감시가 계속되어야 한다. 우리나라에서 해양투기하는 폐기물은 주로 분뇨, 유기성폐수 및 폐수처리오니가 대부분을 차지하고 있으며, 이러한 유기성 폐기물들은 해수에 폐기되는 즉시 해수 중 용존산소를 소모하면서 산화·분해되고, 이 과정에서 재생산되어 나오는 영양염류는 해양기초생산자인 식물플랑크톤이 섭취하면서 활발한 기초생산이 일어나게 된다.

해양투기 폐기물은 고농도의 유기성폐기물이므로 일정 범위내의 해수 중 용존

산소를 급격히 저하시켜 서식생물의 생리적장애를 유발할 수 있으며, 영양염의 급격한 증가에 따른 해양생태계 군집구조의 변화로 먹이사슬이 교란되어 적조발생, 암모니아 및 황화수소가스 등 유해가스발생 등에 의한 악영향이 일어날 수 있다. 해저준설토는 대부분이 항구와 강, 그 밖에 수로를 열어 항해가 가능하도록 하기 위한 것으로 유해한 금속이나 원유합성물, 살충제와 같은 유기염소, 질소 및 인과 같은 영양물질에 심각하게 오염된 것이 많다. 산업폐기물은 독성이 강한 산과 알칼리폐기물, 폐철, 수산물 처리과정에서 나오는 폐기물, 석탄재, 유황 등으로 이루어져 있어 생태계에 특히 위험한 것으로 알려져 있다. 특히, 납, 카드뮴, 크롬, 수은 등 중금속이 함유된 유해산업폐기물이 적정 처리되지 않을 때는 심각한 피해를 일으킬 수 있다.

우리 나라에서는 중금속을 포함한 특별한 유해물질이 포함되어 있는 폐기물의 해양투기가 금지되어 있으나 이러한 유해물질이 해양투기 될 경우 인근해역에 서식하는 해양생물은 물론 인간의 건강도 위협하는 현상을 초래할 수도 있다. 따라서 해양투기 배출대상폐기물은 물론 배출해역의 생물체 및 그에 따른 국민보건에 미치는 영향에 대해 장기적인 모니터링과 감시가 필요하다.

나. 우리나라의 해양투기 현황

우리나라에서는 폐기물의 해양투기정책은 1988년부터 시작되었으며 해양오염방지법에 의해 규제하고 있다. 해양투기가 허용된 품목은 쉽게 분해·확산되는 무독성의 수용성, 유기성 폐기물을 주 대상으로 하고 있으며 투기해역, 폐기물종류 및 처리방법 그리고 배출기준 역시 해양오염방지법으로 정하고 있다.

(1) 해양배출이 허용되는 폐기물의 종류(해양오염방지법시행규칙 제35조1항)

- 분뇨 및 정화조오니, 하수 및 정수오니
- 수산물가공 잔재물
- 폐수배출시설 중 음·식료품제조시설 및 해산물판매장에서 발생하는 폐수
- 수질오염방지시설 중 생물학적 처리시설에서 발생하는 유기성오니
- 폐산·폐알카리(pH 2.0이하, 12.5이상): 1996년 7월 개정된 폐기물해양배출관련 런던협약에 의거 1999년부터 연차적으로 해양배출을 축소(1998년 기준,

1999년 90%, 2000년 75%, 2001년 50%이내)시켜서 2002년 1월 1일부터
폐산 및 폐알카리의 해역배출을 전면 금지할 예정이다.

○ 준설토사 및 패각류

표 4-6. 폐기물 배출해역, 종류 및 처리방법(해양오염방지법시행규칙 제35조 제2항)

해역구분	배출해역	배출가능폐기물의종류	처리방법
1.갑해역:북위38도선 및 북위 37도 45분선 동경 132도 30분선 및 동경 132도 30분선으로 둘러싸인 해역	갑해역 전역	시멘트로 고형화 처리한 것	집중식 처리방법에 의하여 배출할 것.
2. 삭제 [99. 1.14]			
3. 병해역 모든 국가의 영해의 기선으로부터 50해리 밖의 해역	가. 동해 병해역 북위 36도 38분의 선, 북위 35도 38분의 선, 동경 130도 38분의 선 및 동경 131도의 선으로 둘러 싸인 해역	(1) 별표14의 제1호에서 정한 폐기물 (2) 별표14의 제2호 정한 폐기물 다만, 동 폐기물은 동해 병 해역 중 북위 36도의 선과 북위 36도 10분의 선 안의 해역에서 배출하여야 한다.	확산 식 처리방법에 의하여 배출할 것. 집중식 처리방법에 의하여 배출할 것. 다만, 당해 폐기물이 유기물의 함량이 40%이상이거나 액상인 경우 또는 해수등을 희석하여 배출하는 때에는 확산식 처리 방법에 의하여 배출할 것. 확산식 처리방법에 의하여
	나. 서해 병해역 북위 36도 12분의 선 북위 35도 27분의 선 동경 124도 13분의 선 및 동경 124도 38분의 선으로 둘러싸인 해역	(1) 별표14의 제1호에서 정한 폐기물 (2) 별표14의 제2호 중 가목 및 나목에서 정한 폐기물	배출할 것. 집중식 처리방법에 의하여 배출할 것.
4. 정해역 병해역과 무해역사이의 해역	가. 동해 정해역 : 북위 35도 30분과 동경 130도 03분의 점, 북위 35도 21분과 동경 130도 19분의 점 및, 북위 34도 57분과 동경 129도 58분의 점을 연결한 선으로 둘러 싸인 해역.	(1) 별표 14의 제1호 가·나 목(1) 및 다목(1)에서 정한 폐기물 (2) 별표14의 2호 가목 및 나목에서 정한 폐기물	확산식 처리방법에 의하여 배출할 것 집중식 처리방법에 의하여 배출할 것
	나. 동해 정해역을 제외 한정해역	별표4의 제2호중 가목 및 나목에서 정한 폐기물	집중식 처리방법에 의하여 배출할 것
5. 무해역 : 영해법 제1조의 규정에 의한 영해의 범위안의 해역	폐기물의 배출에 관하여 고유수면관리법 제4조 제1항의 규정에 의한 허가를 받은 해역	별표4의 제2호 가목 및 나목에서 정한 폐기물	집중식 처리방법에 의하여 배출할 것.

비고 : 1. 무해역에는 다음의 해역을 제외한다.

가. 항만법에 의한 항만구역 및 어항법에 의한 어항구역

나. 국토이용관련법에 의한 수산자원보전지역

다. 수산업법에 의한 보호수면 및 육성수면과 법 제61조의 규정에 의하여 지정된 연안오염특별관리해역

2. 해양배출시 시멘트로 고형화하는 경우의 기준은 다음과 같다.

가. 시멘트는 수경성 시멘트를 사용할 것

나. 시멘트의 양은 콘크리트 1m²당 150kg이상 혼합하고 균질하게 섞을 것

다. 시멘트로 고형화하여 양생한 후 1축의 압축강도가 100kg/cm²이상일 것

라. 형상 및 크기는 다음과 같이 할 것

(1) 부피와 1면의 표면적의 비가 5이상일 것

(2) 변의 길이는 최대와 최소의 비가 3이하일 것

(3) 최소면의 길이는 30cm이상일 것

표 4-7. 폐기물의 해양배출처리기준(해양오염방지법시행규칙 제35조제2항)

구 분	고상폐기물(검액 : mg/ℓ)	액상폐기물(검액 : mg/ℓ)
유분(광유류, n-hexane)	-	50이하
시안화합물(CN)	1이하	1이하
크롬 또는 그 화합물(Cr)	2이하	20이하
아연 또는 그 화합물(Zn)	5이하	90이하
구리 또는 그 화합물(Cu)	3이하	15이하
카드뮴 또는 그 화합물(Cd)	0.1이하	1이하
수은 또는 그 화합물(Hg)	0.005이하	0.05이하
유기인 화합물	1이하	1이하
비소 또는 그 화합물(As)	0.5이하	5이하
납 또는 그 화합물(Pb)	1이하	10이하
6가 크롬(Cr ⁺⁶)	0.5이하	5이하
불소 화합물(F)	15이하	200이하
PCB	0.003이하	0.03이하
페놀류	5이하	50이하

폐기물배출해역 및 투기허용량을 결정하는데 물리적 분산이 원활하여 생화학적 분해·제거가 신속히 일어나는 해역에 해양환경의 자정능력 범위 이내에서 조절 되어야 한다. 현재 우리나라의 폐기물 배출해역은 서해 병해역은 군산서방 약 200km 해상, 수심 80m 내외이고, 동해 병해역은 포항동방 약 125km 해상, 수심 1,000m 내외이며, 동해 정해역은 부산동방 약 90km 해상, 수심 150m 내외이다. 세군데 모두 공해상 및 배타적경제수역에 위치해 있다. 그리고 동해 병해역은 해양오염방지법상에 명시된 모든 품목을 투기할 수 있으며, 서해 병해역과 동해 정해역은 특정항목이 아닌 여러가지 폐기물을 동시에 투기할 수 있도록 되어있다.

우리나라에서는 1988년 이후 폐기물 해양배출이 실시되면서 육지폐기물의 해양 투기량은 매년 지속적으로 증가하고 있으며 '98년 현재 약 597만 톤을 해양투기하고 있다. 배출 해역별로 동해 정해역에는 분뇨, 동해 병해역에는 폐산·폐알카리 와 폐수오니, 서해 병해역에는 폐수를 대부분 배출하고 있다. 폐기물 종류별로 살펴보면 표 4-9와 같이 1997년의 경우 분뇨, 유기성폐수 및 폐수처리오니가 85%로 서 대부분을 차지하고 있다.

표 4-8. 육지 폐기물의 연간 해양배출량 (단위 : 천톤)

년도	'88	'89	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	총계
계	552	837	1,068	1,391	1,990	2,466	3,291	4,170	5,188	5,635	5,967	32,555
동해	5	99	172	409	1,001	1,739	2,423	3,121	3,506	3,622	3,547	19,644
서해	547	738	896	982	989	727	868	1,049	1,682	2,013	2,429	12,920

표 4-9. 1997년도 폐기물의 종류별 투기량 (단위 : 천톤)

항목	분뇨	유기성 폐수	폐산· 폐알카리	폐수처리 오니	하수처리 오니	수산물가공 잔재물	정수오니
계	1,830 (32%)	1,586 (28%)	249 (5%)	1,431 (25%)	266 (5%)	44 (1%)	237 (4%)

다. 해양투기에 대한 국제적 동향

폐기물의 투기에 의한 해양오염은 대부분의 경우 국가의 관할권이 미치지 않는 공해상에서 이루어지기 때문에 해양투기는 다른 오염원에 의한 해양오염보다도 국제적인 협력이 더욱 요구되는 사안이다. 과거에는 해양을 단순히 무한용량의 오염물질 처리장으로만 인식하였으나 1970년대에 들어서서는 해양도 무절제하게 과도 투기하면 환경용량 초과로 해양생태계의 파괴를 초래할 수 있다는 인식이 국제기구와 민간기구(NGO) 등을 중심으로 확산되었다.

이러한 국제적 분위기에 힘입어 범세계적인 해양투기협약인 런던협약이 1972년 제정되었다. 런던협약 1972('75. 8월 발효, 72개국 가입, 한국 '93. 12월 가입)은 1993년의 일부 개정을 거쳐서 1996년에 새로운 의정서를 채택하였다. 개정된 '96년 의정서는 금지품목을 명시했던 런던협약 1972와는 달리 사전예방원칙을 바탕으로 폐기물의 해양투기는 원칙적으로 금지하는 한편 금지품목 대신 제한된 허용품목을 명시하여 이 품목에 대한 해양투기를 허용하며 허용품목에 대해서는 폐기물 평가체제를 강화하였다. 한편 방사능을 포함한 물질의 해양투기는 전면 금지하였으며 해상소각도 금지하고 있다.

투기가 가능한 폐기물은 각국의 관할당국으로부터 허가를 받아 지정된 장소에 버릴 수 있다. 현재 '96 개정의정서는 아직 발효조건을 충족시키지 못하여 발효하지 않고 있으나 향후 2~3년 내에는 발효될 것으로 예상되며 발효 시에는 폐기물 해양투기 규제체제의 근본적인 변화를 수반할 것으로 예상된다.

라. 해양투기의 문제점

해양투기가 해양환경에 미치는 영향이상으로 중요한 것은 해양의 특성상 한 해역의 오염이 해류의 이동과 확산에 따라 인접해역에 직·간접적인 영향을 미치게 되므로 이러한 폐기물의 해역배출은 국제적인 환경분쟁을 야기할 소지가 크다는 것이다. 즉 여러 국가 간에 공유한 해양의 환경용량을 고려하지 않은 오염물질이 해양배출량은 각 국가의 폐기물정책차이에 의해서 조정되기가 쉽지 않아 한 나라의 배출저감 노력만으로는 해양 내 배출오염물질의 총량을 관리하기가 어렵기 때문이다.

특히 우리나라의 경우 인접국의 폐기물해역으로 이용되고 있는 황해 및 동해는 반폐쇄성해역으로 폐기물의 해역배출에 신중을 요하는 곳이다. 1994년 기준으로 중국이 황해와 동중국해에 5,000만톤 이상, 일본이 동해와 태평양에 2,100만톤 이상을 배출한 것으로 보고된바 있으며, 산업화가 급속히 진행되고 폐기물의 발생량이 급증추세에 있는 중국, 러시아, 일본 등과 해양을 공유하고 있는 지정학적 특성상 외교적 분쟁가능성이 많아 폐기물 해역배출에 대한 신중한 정책결정과 주변국들에서 발생할 수 있는 폐기물의 잠재적인 과다배출에 의한 해양오염을 감시하는 것이 필요하다.

따라서 폐기물 해양배출이 이루어지는 해역에 대한 환경용량이나 해역 내 해류의 흐름·이동 확산과 같은 물리적 특성과 현재의 오염현황 등의 화학적 특성 및 폐기물이 해양생물자원에 미치는 영향 등에 대한 과학적 자료축적과 분석 등 정밀한 검토가 필요하다.

마. 향후 대책

런던협약 1972에 비하여 사전예방의 원칙, 투기대상물질의 축소와 폐기물의 평가체제가 강화된 '96 개정의정서의 효력발생은 향후 2~3년 더 걸릴 것으로 예상되나 현재 런던협약 당사국회의에서는 1996년 이후 산업폐기물의 해양투기금지 원칙에 의거하여 각국의 준수사항에 대한 이행노력을 보고하도록 하고 있을 뿐만 아니라 투기장해역의 모니터링에 대한 보고를 요청하고 있다. 이에 국내적으로도 향후 '96년 개정의정서의 발효에 대한 대비가 요구되며 이에 따라 폐기물평가체제(특히 준설물의 해양투기)의 정비 및 모니터링이 강화 등이 실행되어야 할 것이다.

2. 매립

육상매립은 바다에서 먼 내륙지방에서 주로 채용하는 방법으로 공지를 이용하여 슬러지케익 등을 매립하고 토양의 자정능력을 이용하여 매립된 폐기물을 안정화하는 방법이다. 육상매립지는 지형, 지하수위, 유출상황, 매립지 주위의 토지 이

용상황 등의 제반조건을 고려하여 선정한다.

일반적으로 폐기물을 처리한다는 것은 폐기물에 함유된 유기물질을 분해하여 자연계에서 더 이상 분해가 이루어지지 않도록 하는 방법이며 열에 의한 유기물 질분해인 소각방법과 더불어 자연적인 유기물질의 분해 즉, 안정화라고 불리는 유기물질의 분해작용으로 처리하는 방법인 매립처분방법으로 대별된다.

즉, 매립도 엄연한 폐기물의 처리방법이며 잘 설계된 매립장은 인위적인 단위조작을 하여 각종 유해물질을 배출하는 소각에 비하여 오히려 환경친화적인 처리방법이라고 볼 수 있다.

따라서 매립장은 크기에 따라 거대한 생물반응이 발생하는 매립쓰레기분해시설이란 시각으로 계획, 설계되어야 한다. 1999년 이후 폐기물관리법 중 매립시설의 시설기준이 명문화, 구체화되고 있으나 실제적으로는 매립지의 입지조건/용량/매립대상폐기물의 성상 등에 따라 상이하므로 실제로 기획, 설계, 시공하는 엔지니어의 세심한 배려가 있어야 한다. 과거의 단순한 매립공간과 차수기능부여 및 침출수/집배수 처리만으로는 매립지가 일종의 처리기능을 보유하는 것이 어렵다고 본다.

국내의 매립시설의 생물학적인 반응은 약 10~20년에 걸쳐서 완료된다는 가정하고 매립장설계가 이루어지고 있다. 즉 10~20년의 체류시간을 보유한 대규모 적정처리시설이라고 보는 것이다. 그러나 실제로 매립종료 시점이 10년 이상의 기간이 지난 매립장의 경우에도 유기물질의 함량이 60%이상으로 매우 높은 경우가 많다 이는 여러가지 이유로 안정화가 이루어지지 않은 것이라고 볼 수 있다.

이중에서 가장 커다란 이유는 매립지내부의 유기물분해조건이 매우 불량하기 때문인 것으로 생각되며 이중에는 우수를 적절히 배제하지 못하여 침출수량이 증가되고 침출수/집배수시설이 원활하게 침출수를 배제하지 못하기 때문에 매립지내부가 침출수로 포화되어 있고 당초의 설계개념인 매립지하부의 침출수배수관을 통한 공기유동이 전혀 되지 않기 때문이라고 보고 있다.

준호기성매립이란 우리나라와 같이 산간/계곡매립이 대부분인 매립고가 높은 경우와 음식물쓰레기가 많은 부분을 차지하는 경우에는 잘 이용하면 저렴한 비용으로 폐기물을 처리할 수 있는 것이다.

매립공법의 종류를 열거하면 다음과 같다

- 혐기성 위생매립공법 : 혐기성매립에 샌드위치식 복토를 한 구조로서 폐기물의 상태는 혐기성 매립과 같은 구조
- 개량형 혐기성 위생매립공법 : 혐기성 위생매립 바닥저부에 침출수 배제하는 집수관을 설치한 구조로 혐기적이지만 하부의 수분함량이 낮은 매립구조
- 준호기성 매립공법 : 침출수 집배수관 출구가 대기에 접하고 있으며 매립층 내부의 유공관 둘레에 일정크기의 잡석 또는 자갈을 둘러싼 구조로 하여 대기중의 산소를 공급받아서 호기성 상태로 하는 구조로, 호기성 미생물의 작용으로 쓰레기 분해가 촉진되고 침출수가 용이하게 배제된다(평지매립에 적합).
- 개량형 준호기성 매립공법 : 기존의 준호기성 매립구조에 사면부 각각의 소단에 침출수배제 및 통기기능을 부여하여 침출수의 신속한 배제 및 호기성 영역 확대, 배제관의 구멍 막힘의 우려가 적으며 특히 사면부가 발달한 산간/계곡매립에 적합한 매립구조
- 호기성 매립공법 : 준호기성 매립의 집수관 외에 공기송입관을 설치하여 강제적으로 공기를 불어넣어 폐기물층 내부를 호기적 상태로 한 구조

슬러지의 매립은 1997년도 초에 2001년도 1월 1일까지 직매립을 금지했다. 이러한 직매립 금지는 수도권을 비롯한 각 매립지에서 침출수 및 악취, 작업상의 지반 다짐에서 문제점을 제기했기 때문이다. 그러나 이러한 규제에도 불구하고, 국내 경제적 여건이 악화되면서, 각 지자체에서는 시설의 확충을 위한 노력을 하지 않았으며, 해양투기를 마지막 카드로 가지고 있었다.

표 4-10. 유기성슬러지의 직매립 금지시기 및 대상

시행시기	2003.7.1	2005.1.1
대상시설	<ul style="list-style-type: none"> - 폐수종말처리시설 - 하수종말처리시설 - 폐수배출시설 (폐수배출량 2000m³이상) 	<ul style="list-style-type: none"> - 축산폐수처리시설 - 분뇨처리시설 - 폐수배출시설 (폐수배출량 700m³이상~2000m³미만)

※ 유기성슬러지 : 고형물중 유기물 함량이 40%이상인 슬러지

※ 관련 법령 : 폐기물관리법 시행규칙 별표4

[별표 4] <개정 2000.7.22, 2000.12.30, 2002.8.7, 2002.8.17>

사업장일반폐기물의 종류별 처리기준 및 방법

① 유기성오니(고형물중 유기성물질의 함량이 40퍼센트 이상인 것을 말한다. 이하 같다)는 다음의 1에 해당하는 방법으로 처리하여야 한다. (환경부고시 제 2000-78호)

㉠ 소각하거나 시멘트·합성고분자화합물의 이용 기타 이와 유사한 방법으로 고형화처리하거나 생물학적 처리방법으로 처리하여 퇴비로 사용하거나 환경부장관이 정하여 고시하는 용도 및 방법에 따라 매립시설 복토용 또는 토지개량제 등으로 사용하여야 한다.

토지개량제로 사용하는 경우에는 환경부장관이 정하여 고시하는 바에 따라 그 제품명·원료 등을 표시하고 제품의 제조에 관한 기록을 보존하여야 한다. <개정 '00. 7.22>

㉡ 수분함량이 85퍼센트 이하로 탈수·건조한 후 관리형 매립시설에 매립하여야 한다. 다만, 물을 이용하여 폐기물을 운반한 후 침전처리하는 경우에는 탈수·건조처리를 하지 아니할 수 있다.

㉢ 수질환경보전법 제25조의 규정에 의한 1일 처리용량 1만세제곱미터 이상인 폐수종말처리시설, 하수도법 제2조제5호의 규정에 의한 1일 처리용량 1만세제곱미터 이상인 하수종말처리시설과 수질환경보전법 제2조제5호의 규정에 의한 1일 폐수배출량 2천세제곱미터 이상인 폐수배출시설의 유기성오니는 ㉡의 규정에 불구하고 바로 매립하여서는 아니된다. 다만, 수분함량이 75퍼센트 이하인 유기성오니는 그러하지 아니하다. <개정, '00. 7.22, 시행 2001. 1. 1>

3. 재활용

슬러지의 처리과정에서 생산된 슬러지 케익은 어떤 방법으로든지 처분해야 한다. 슬러지의 최종처분방법은 슬러지처리과정, 발생량, 토지이용 2차공해문제, 지역적 특성 등의 여러가지 사항을 검토하여 결정해야 한다. 또한 점차적으로 문제가 되고 있는 자원의 고갈문제 등을 감안할 때 슬러지의 처분시 슬러지내의 유효성분을 재이용하는 방안도 함께 검토 되어져야 한다.

현재 널리 이용되고 있는 재활용방안으로는 퇴비화, 건설자재화, 연료화 등의 유효이용 방안을 들 수 있다. 우리나라처럼 협소한 국토 높은 인구밀도 등으로 처분지의 확보가 곤란한 실정에서 방대한 면적의 매립지가 필요한 매립, 해양투기 등의 단순처분보다 슬러지 자원의 재활용이라는 측면에서의 처분방법을 적극 모색해야 할 필요가 있다. 따라서 여기서는 현재 널리 이용되고 있는 슬러지의 재활용방법에 대해 검토해 보고 우리나라의 실정 및 장래상황을 고려하여 적절한 처리방안을 검토해 보고자 한다.

가. 퇴비화 방안

유기성분을 회수하여 이용하는 방법은 액상슬러지나 탈수슬러지를 녹지나 농지에 주입하거나 퇴비화하여 개량한 후 이용하는 방법 등이 있으나 전자의 경우 냄새문제, 병원균 문제, 취급성의 문제가 있고 특히 농지에 주입할 때는 유기물의 급속한 분해에 의해 식물의 생육장애를 일으킬 수 있고 수요가 봄 가을에 편재해 있기 때문에 수요기 이외에 발생된 슬러지를 저장할 필요가 있다. 저장시에는 혐기성 부패가 일어나 악취발생의 우려가 수반된다. 이러한 문제는 슬러지를 퇴비화함으로써 해결가능하다.

퇴비화는 호기성 조건하에서 미생물의 활동에 의해 유기물을 발효 부패시켜 안정화하는 것과 함께 휘발열에 의해 슬러지에 존재하는 병원성 미생물이나 잡초의 종자를 사멸시키는 방법이다. 또한 토양에 환원할 때 서서히 분해하여 작물생육에 안전하고 또 위생적인 비료를 제조하는 공정이다.

(1) 슬러지의 퇴비화 최근동향

슬러지의 퇴비화는 슬러지내의 유기물을 토양개량제(Soil Condition)나 저급 비료(low - grade fertilizer)로 이용하기 위해 생물학적으로 분해하여 비교적 안정한 부식물질(humus - like material)로 전환시키는 공정이라 정의할 수 있다. 퇴비화의 목적은 첫째, 분해하기 쉬운 유기물은 안정화하고, 둘째, 슬러지 내에 존재할 가능성이 있는 병원균의 사멸, 셋째, 함유수분량을 감소시켜 취급성을 개량하는데 있다.

이러한 목적을 달성할 수 있는 퇴비화방법은 크게 개방형퇴비화방식(Unconfined Process)과 밀폐형퇴비화방식(Confined Process)의 2가지로 분류할 수 있으며, 개방형에는 야적방식과 통기퇴적방식이 있으며 밀폐형은 반응조를 이용하는 기계식이 대표적이다. 퇴비화방법의 근래 동향을 보면 미국의 경우 거의 대부분의 Plant에서 통기퇴적방식을 도입하고 있으며 Belt sville, Maryland : Bangor, Maine, Durham, Hampstire; Detrit, Michigan; Windson, Ontario 등지에서 효과가 증명되었다. 한편 미국과 같이 하수처리장이 주거지역에서 멀리 떨어져 있고 광대한 공간을 가진 경우가 드문 일본이나 유럽 각국에서는 기계적인 퇴비화 방법을 개발하여 사용하고 있다.

기계식에서는 초기 투자비와 건설비용이 많이 소요되긴 하지만 개방형보다 적은 대지가 소요되고, 퇴비화 경향인자를 인위적으로 제어할 수 있어 퇴비화 기간을 단축할 수 있고 퇴비화할 때 가장 문제시되고 있는 냄새문제를 쉽게 해결할 수 있으며 많은 양의 슬러지를 단시일내에 퇴비화할 수 있는 장점이 있다.

또한 퇴비화를 효율적으로 행하기 위한 단위공정측면에서 살펴보면, 탈수한 슬러지의 수분함량은 70~80%로 높고 통기성이 양호하지 않기 때문에 함수율조정이나 통기성의 개선을 위해 대부분의 Plant에서 나무껍질, 볏짚, 쌀겨, 톱밥 등과 같은 첨가물을 사용하였다.

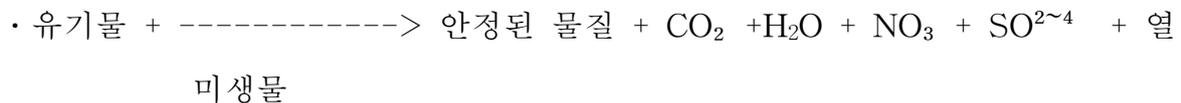
그러나 첨가물의 사용으로 인해 퇴비화에 장기간이 소요되며 퇴비화비용의 증대원인이 되고 있을 뿐만 아니라 첨가물의 안정적인 조달, 보관, 처분량의 증대에 따른 설비 및 소요되는 부지의 증대 등을 초래한다. 따라서 함수율의 조절이나 통기성의 개량을 효과적으로 할 수만 있다면 대량의 슬러지를 급속하게 처리할 수

있는, 첨가물을 사용하지 않은 퇴비화가 지향되어야 하며 이에 대한 연구가 진행되고 있다. 또 실제로 퇴비화 Plant의 운영측면에서도 바람직하다.

(2) 퇴비화의 원리

슬러지의 퇴비화는 슬러지내의 분해가능한 유기물을 미생물에 의해 분해하여 안정화시키는 공정이다. 유기물은 혐기성이나 호기성조건하에서 분해될 수 있지만 호기성분해는 분해속도가 매우 느리고 악취제어가 어렵기 때문에 대부분 퇴비화를 호기성상태에서 행한다. 유기물의 호기성분해과정을 보면 다음과 같다.

호기성



이와 같이 유기물은 호기성미생물에 의해 비교적 안정된 물질과 이산화탄소, 물 등으로 분해되고 분해과정중에 약 70℃ 정도의 열이 발생하게 된다. 따라서 분해가 진행됨에 따라 초기 분해자는 통온성박테리아에서 약 1주일 후에는 친온성박테리아, actinomycetes, 친온성 fungi가 분해를 담당하게 된다. 약 70℃ 이상의 온도에서는 포자성박테리아가 주류를 이루며 분해가 느려지게 되면 다시 통온성박테리아 및 fungi가 나타나게 된다.

(3) 퇴비화와 영향인자

퇴비화는 미생물에 의한 유기물의 분해공정이므로 미생물활동에 적합한 환경을 유지해 주는 것이 중요하다. 퇴비화에 영향을 주는 인자에는 수분, 온도, pH, 영양물질, 공기공급량, 각반빈도 등이 있다.

A. 수분함량

유기물의 분해는 수분에 의존한다. 박테리아의 활동이 일어날 수 있는 최저의 수분함량은 12~15%이지만 유기물의 분해를 위해서는 적어도 40%정도가 필요하

다. 슬러지 퇴비화에 있어서 혼합물의 초기 함수율의 상한은 통기성이 양호하게 유지되는 범위내에 있어야 한다. 함수율이 높으면 통기성이 악화되어 혐기성분해가 일어나게 되며 반응속도가 느려지게 된다. 초기 함수율은 생성된 퇴비의 성장, 함수율 및 입경에 큰 영향을 끼친다.

B. 온도

퇴비화를 효과적으로 하게 되면 발효율에 의해 온도가 55~65℃에 이르게 된다. 높은 병원성 미생물의 사멸을 위해서 필요하며 발효반응을 촉진시킨다. 그러나 65℃이상의 고온에서는 미생물 활동이 약화되어 반응이 지체되는 결과를 초래하며 반응속도를 최대로 하기 위해서는 인위적으로 온도를 제어할 필요가 있다.

C. pH

박테리아의 성장에 적합한 pH는 6~7.5이며, fungi는 5.5~8.0으로 중성전후가 대부분 미생물의 활동에 적합하다. 퇴비화과정에서는 초기저하후에 약 pH 8에서 형성된다.

반응이 혐기성이 되면 pH는 계속 떨어지게 되며, 탈수할 때 소석탄을 첨가한 슬러지는 pH가 강알칼리성을 나타내고 있는데 초기 pH가 높은 슬러지의 경우에는 질소가 암모니아로 탈기되어 질소손실이 일어난다. 고형물의 pH를 조절하는 방법으로는 이산화탄소를 불어넣어 소석탄을 중화시켜 pH를 저하시키는 방법 이외의 효과적인 방법이 개발되어 있지 않다.

D. 영양물질

퇴비화과정에서는 미생물의 활동이 활발하므로 충분한 양의 산소가 필요하다. 반응이 느리다면 퇴비화과정에서 발생하는 산소를 재순환하여 이용할 수도 있으나 발생가스의 다양성으로 인해 충분한 양의 산소를 공급해 주는 것이 필요하다.

산소필요량은 C : N비로 표시하는 것이 일반적인데 대부분 20 : 1, 비율이 80 : 1 이상이 되면 산소가 주된 제한요소가 되어 퇴비화는 일어나지 않는다고 한다.

활성슬러지와 소화슬러지의 C : N비는 대체적으로 각각 6.3 : 1, 15.7 : 1 정도로 필요이상의 산소를 포함하고 있으나 pH 7이상에서는 메탄으로 발생됨으로 전량이 영양원으로 사용된다고 볼 수 없다.

E. 퇴비화기간

도시하수슬러지는 퇴비화는 C : N, 입자크기, 전처리, 산소주입량 등에 영향을 받으며, 2주일이 최소 필요기간이라 한다. 그러나 기계실 퇴비화공장에서는 2~3일 이내에도 퇴비화를 이룰 수 있다.

F. 산소 공급

유기물의 분해는 호기성 상태에서 빨리 일어나고 특히 퇴비화기간동안 악취발생 우려가 없기 때문에 공기를 공급한다. 퇴비화에 적합한 산소농도는 15%이내이며 과잉으로 공기를 주입하면 온도저하를 분기할 수 있으며 너무 작게되면 부분적인 혐기성상태를 유발할 우려가 있고 공기건조의 효과를 기대할 수 없게 된다.

G. 각반(Mixing and Turning)

슬러지내의 유기물을 균일하게 분해시키기 위해서는 각반을 해줄 필요가 있다. 각반을 하는 것에 의해 혼합물내에 산소공급을 원활히 하여 발효속도를 증가시킬 수 있으며 공기의 단락흐름을 방지할 수 있다. 각반을 원활히 해줌으로써 함수율이 높은 상태에서도 퇴비화를 할 수 있게 된다. 함수율이 높은 상태에서 퇴비화가 가능하다는 것은 그만큼 함수율 조정을 위한 전처리조작이 간단해진다는 것을 의미한다.

(4) 퇴비화의 단위공정

슬러지 퇴비화공정은 슬러지의 성상 및 퇴비화방법에 따라 약간씩 다르지만 그 기본적인 공정은 다음과 같다.

원 료 ---> 전 처 리 ---> 1 차 발 효 ---> 2 차 발 효 ---> 퇴 비

A. 전처리

전처리의 목적은 함수율의 조정과 통기성의 개량에 있다.

함수율의 조정방법은 첨가물의 첨가유무에 따라 크게 두가지로 구분할 수 있다. 고분자응집제에 탈수제를 탈수약품으로 첨가하여 탈수한 케익(고분자케익이라 한다.)은 소석탄을 첨가하여 탈수한 케익(소석탄 케익)보다 통기성이 불량하여 첨가물을 첨가하여 전처리하는 것이 보통이며, 소석탄 케익의 경우에는 첨가물을 사용

하지 않는 것이 특징이다. 첨가물의 종류에는 왕겨, 톱밥, 나무껍질 등이 있다.

전처리를 하기위해 필요한 첨가물의 양은 슬러지케익의 함수율에 많은 영향을 받게 된다. 함수율이 70%에서 80%로 증가되면 필요한 wood chip의 양은 3배 가량이 된다. 따라서 탈수케익의 함수율을 되도록 낮추는 것이 전처리를 위해서 도움이 되며 퇴비화에 소요되는 비용이나 필요한 제반시설의 용량 등을 줄일 수 있다.

B. 1차발효

퇴비화는 1차발효와 2차발효과정으로 나눌 수 있으며 1차발효가 퇴비화의 주요 공정이라 할 수 있다. 1차발효는 슬러지중의 분해되기 쉬운 유기물이 활발히 분해되며 발효열에 의해 온도가 상승하여 고온을 유지하는 공정이라 정의할 수 있다. 1차발효의 목적은 온도에 의해 병원성 미생물의 부활성화, 악취의 제거, 부패성 유기물의 분해 및 슬러지의 취급성을 개량하는 것 등이다.

퇴비화의 진행과정을 판단하기 위해서는 발효의 지표가 필요한데 지표로서 온도, 이산화탄소 농도, 휘발성고형물(VS), BOD, COD 그리고 냄새 등의 변화를 추적하여 진행상태를 비교할 수 있다.

C. 2차발효

2차발효는 1차발효가 끝난 뒤 분해되지 않고 남아 있는 분해가능성이 있는 유기물을 서서히 분해시켜 안정화시키는 공정이다. 1차발효를 시킬 때 나무껍질, 왕겨, 톱밥 등과 같은 첨가물을 첨가하는 경우 이러한 물질은 분해속도가 느리기 때문에 1차발효기간에 완열되지 않고 미열한 상태로 남아있게 된다. 미열한 퇴비를 토지에 주입하면 산소결핍을 유발하여 식물생존의 장애를 일으키므로 2차발효를 하여 완열시킬 필요가 있다. 2차발효는 보통 야적방식으로 행하며 뒤집기를 하여도 온도상승이 보이지 않을 때까지 약 1~3개월간 행한다.

(5) 퇴비화방안의 문제점

최근의 동향을 살펴볼 때 퇴비화에 따른 기술적 문제점은 많은 개선을 보이고

있으나 문제점은 가격과 사회적 호응도가 거의 없다는 점이다. 또한 퇴비내의 중금속에 의한 토양오염 등의 2차공해 발생소지가 있다.

나. 건설자재화 방안

슬러지의 건설자재로의 이용에 대하여는 미국, 일본 등 여러곳에서 기술개발에 상당한 진전을 이루고 있다. 그러나 아직은 실용화를 위한 공업적 생산규모에는 이르지 못하고 있다.

특히 일본의 경우에는 슬러지의 처리를 대부분 소각에 의존하고 있어서 여기서 생성된 소각회의 이용에 중점적인 연구개발이 진행되어 왔고, 최근에는 이 슬러지 소각회의 경량골재화에 대한 기술개발이 완료되어 시험생산단계에까지 와 있다. 그러나 기술적인 문제가 해결되어야 하고 또 용도가 있어도 아직은 시장유통에서는 장기적으로 안정된 수요처의 확보와 생산비 등의 문제점들을 나타내고 있다.

슬러지의 건설자재화는 슬러지의 처분지 즉, 매립지의 확보가 곤란해지고 산업폐수의 유입 등으로 인한 중금속이 혼입된 슬러지를 대량으로 안전하게 처리하는 방법으로 개발이 시작되었다. 즉, 산업폐기물의 처리에서와 같은 방식으로 먼저 고화처분하는 방법이 개발되었다.

이 고형화방법은 다른 매립재료를 얻기가 곤란한 경우에 매립재로 사용하는 것으로 이 경우에는 실질적인 상품적 가치를 갖지는 않으므로 자원화라고 하기는 어렵다.

기존의 상품과 경쟁할 수 있는 자원화방안으로는 벽돌, 골재를 제조하는 방법들을 고려하고 있다. 현재 가능한 건설자재화 방안을 보면 다음과 같다.

(1) 고형화

고형화는 탈수케익, 소각회 등의 폐기물에 시멘트 등을 혼합시켜 고형화하거나, 단독 또는 조제와 혼합하여 소결시키거나 용융하여 고형화하는 방법이다. 유해물질 포함하는 폐기물의 무해화 처리로서의 적용이 고려되고 있다.

고형화제품은 노반재, 경량골재 등 유효이용의 방안을 검토하고 있다.

콘크리트 고형화법에서 수경성시멘트를 결합재로 사용하는 방법은 상온에서 경

화시킴과 동시에 함수상태의 폐기물도 처리할 수 있어서 앞으로 널리 사용될 가능성이 있다.

소각회를 포틀랜드시멘트로 고행화하면 경화가 진행되면서 균열이 생겨 붕괴, 분화되어 버리는 수가 있다. 이것을 회에 다량 함유되어 있는 염류가 시멘트 광물과 반응하여 부피가 대단히 큰 물질을 생성하기 때문에 일어나는 것으로 알려져 있다. 그러므로 피처리물질의 성상을 사전에 조사하여 적절한 시멘트를 선택하고, 실험적으로 고행화처리를 시행하여 확인하는 것이 바람직하다.

소결법 및 용융법은 고온에서 처리하기 때문에 처리비용 등의 문제가 있어서 보급이 되기에는 상당한 기간이 소요될 것이다. 매립처분지의 확보가 어려워 철저한 감량이 필요한 경우 또는 고행화제품의 유효이용을 고려하는 경우에 검토의 대상이 될 수 있다.

그러나 조작온도가 대단히 높고(방식에 따라 다르기는 하나 대체로 1000℃ 이상), 저등점 중금속의 휘산에 대한 제작상의 고려가 필요하다. 또 집진회는 고온 처리에 따라 반대로 중금속의 용출이 증대되는 경향을 나타내는 것도 있어서 실험적인 확인이 필요하다.

(2) 슬러지의 고화

A. 슬러지의 시멘트 고화

슬러지 처리방법 중 열에너지를 필요로 하지 않으며 비용이 저렴한 유효이용방법으로 생각할 수 있는 것이 시멘트 고화이다.

시멘트 고화는 산업폐기물처리의 유해폐기물의 고정방법으로도 흔히 사용하고 있어서 기술적인 특별한 어려움은 없다. 일본, 미국의 경우에는 상수슬러지에도 적용하고 있다.

슬러지를 그대로 매립처분하게 되면 분해되기 쉽다. 고화는 용출방지와 취급을 편리하게 한다.

슬러지의 탈수케익(함수율 80%)에 중량으로 약20%의 시멘트를 혼합하고 필요에 따라 성형하여 양생한다.

고화제인 시멘트는 보통 시판되고 있는 포틀랜드시멘트를 사용하는 경우 양생

기간이 매우 길어(7일 이상) 사용에 문제가 있으며, 특수, 고화용시멘트가 흔히 사용되거나 값이 비싸다. 특수시멘트는 포틀랜드시멘트에 활성 알루미나, 석고(황산칼슘)를 보강하여 소성한 것이다. 이 특수시멘트를 사용한 경우에는 양생기간이 2일 정도다. 처리처분을 원활하게 하기 위해서는 신속한 양생기간을 갖는 시멘트를 사용해야 한다.

문제점은 중금속과 시안(CN)의 용출과 도시에서는 시멘트분진에 유의하지 않으면 안된다. 물리적성질은 노반재, 매립재, 도로용재 등으로 쓸 수 있을 정도인 강도 $0.5\sim 1\text{kg/m}^3$ 를 가지고 있다.

동경에서는 1978년 4월 동경만 중앙방과제시측 매립지에 하수슬러지 Mixing Plant를 건설, 도내 각 하수처리장으로부터 모든 하수케익과 소각회의 고화처리를 하고 있다. 그 목적은 매립지를 장래 토지로 사용하려 할 때, 지반이 연약하거나, 비로 인해 진탕이 되지 않도록 하고, 정지용 불도저가 자유로 활동할 수 있을 정도로 고화시키기 위해 슬러지를 매립용재화 하려는 것이다.

가공방법은 탈수케익에 소각회와 특수시멘트를 가하여 혼합, 혼련하고, 24시간 양생하여 고화시킨다. 특수시멘트의 배합비는 약 10%, 소각회의 혼합량이 많지 않으면 이 혼합비를 더 떨어뜨릴 수도 있다.

B. Biobrick 벽돌로 이용

슬러지 처분의 일종으로 개발이 시도되고 있는 방법이다. 슬러지에 점토(Clay)와 Shale(공암) 또는 시멘트 부스러기 등을 섞어 가공하여 벽돌로 만든 것을 Biobrick라고 한다. 1984년 미국에서 최초 시험생산에 의한 보고에 의하면 비교적 질이 좋은 제품을 얻을 수 있었으며 이것으로 소규모의 건물을 짓기도 하였다.

슬러지는 고형물 농도 15~25%의 도시하수슬러지를 원료로 사용하며, Clay - Shale - Sludge 혼합물을 알루미늄 die를 이용하여 형태를 주고 수일동안 통건한다. 이것을 110°C 에서 36시간동안 건조한다. Standard Electric Kiln에서 $200\sim 1000^{\circ}\text{C}$ 의 Stair - Step의 온도로 가열(36~42hr)한 다음 8~10시간 냉각한다.

Kiln에서 슬러지 자체가 가지고 있는 유기물이 연료절감의 의미는 있으나 이에 따른 성형물의 부피감소로 인하여 균열이 일어나거나 또는 변형이 일어날 수가

있으므로 냉각에 주의하여야 한다.

제품의 물리적 성질은 슬러지 함량에 크게 영향을 나타내었다.

이로부터 점토 - 공암 - 슬러지의 혼합율(부피)은 슬러지의 첨가량 20~30%가 가장 적당하며, 이 이상이 되면 흡수율과 압축강도가 AS TM의 벽돌규격을 벗어나게 된다. 무엇보다 중요한 것은 제품의 질이 일정하지 않았다는 점이며 고온에서의 저등점 중금속의 휘산 문제도 그대로 남는 것이다. 그 밖의 문제점(용출, 대기오염 등)은 없는 것으로 나타났다.

C. 용융(熔融)슬래그의 이용

슬러지의 용융처리에 대하여는 일본의 오오사카시를 비롯하여 요코하마시, 고베시에서는 1980년부터 용융로를 가동하고 있다.

처리과정에서 발생하는 탈수케익을 적당한 수분까지 건조하고 고온환원성 분위기를 유지하면서 가열하면 유기물은 열분해되어 수분과 반응하여 가스화(수소, 일산화탄소가 주된 가열성가스)되며, 무기물은 용융되어 슬래거화 한다. 용출슬래그는 물론 급냉하여 수쇄슬래그로하여 세립화한 건설자재로 이용하거나 공기중에서 서냉하여 도로용 쇄석으로 이용이 가능하다.

슬러지는 수분함량 60~70%의 고분자 탈수케익을 모두 사용할 수 있으나 이 정도의 수분 함량을 가진 수분케익을 그대로 용융하게 되면 슬래그의 강도가 떨어져 부스러지기 쉽다. 그러므로 이것을 약 20%로 건조를 해야 한다.

용출방법에는 현재 아-크방전로, 마이크로파조사로, 반사로 등이 사용된다.

이 공정도는 고베시의 슬러지 용출설비를 나타낸 것으로 탈수케익 건조장치, 슬러지 용출로, 배기가스처리장치 및 슬래그 수쇄장치로 구성되어 있다.

탈수케익 건조장치는 도시가스를 연료로 사용하여 가열 건조하여 함수율 60~70%의 탈수케익을 약 20% 함수율로 만들고 슬러지 용출로는 아-크 가열식으로 용출온도는 1,450℃~1,550℃에서 처리한다.

배기가스 처리장치에서는 용출로에서 발생하는 가연성가스(H_2CO 주성분)를 탈취로에서 연소시켜 슬러지케익 건조기에서 나온 배기가스의 탈취에 이용한다. 다음 건식전기집진기에서 체진하고, 가스세정장치로 보내어 유해성분을 물과 알카리

에 흡수시켜 제거한 후 연돌로 내보낸다. 용출로에서 나온 슬래그는 분사수로 세척화하여 수쇄슬래그로 만든다.

이 시스템의 장점은 슬러지케익의 감용화율이 높고, 슬래그는 건설자재로 그리고 열분해가스는 탈취건조 등에 유효이용이 가능하다는 점이다. 또 환원성분위지에서 용출하므로 중금속의 용출이 적으며, SO₂, NO₂의 농도가 낮다.

그러나 성상이 균일하고 사용용도에 적합한 강도를 부여하기 위해서는 슬러지 성상의 변화 용출방법에 따른 용출슬래그 특성의 변화를 검토하여 용출슬래그의 특성에 영향을 미치는 인자를 명확히 해야하고 용출의 최적조건을 명확히 해야한다. 용출에 영향을 미치는 인자의 하나로 용출온도와 유동화를 지배하는 염기도가 있으며 이에 대한 것들이 아직도 불명하다.

다. 슬러지의 연료화 방안

최근에 슬러지에 포함되어 있는 가열성물질인 유기물의 내재에너지를 에너지자원으로 이용하려는 연구들이 이루어지고 있다.

즉, 1) 탈수슬러지를 더욱 건조하여 슬러지에 포함되어 있는 가열물을 연료로 사용하는 방법, 2) 슬러지에 미분탄 같은 가열물을 첨가하여 탈수하거나 건조하여 연료로 사용하는 방법, 3) 슬러지에 포함되어 있는 유기물을 열분해하여 가열성유분과 숯(Char) 및 가스화 하는 방법 등에 대한 여러가지 연구결과가 보고되고 있다.

슬러지의 연료화 방안은 슬러지의 최종처분을 용이하게 하고 또 고가의 에너지를 얻을 수 있는 점에서 대단히 유망한 자원화 방안으로 주목되고 있다.

본 연구에서는 이와같은 슬러지의 연료화 방안들을 고찰하려고 한다.

(1) 슬러지의 함수율과 연소열

슬러지의 연료화에서 가장 중요한 문제는 슬러지의 함수율이 매우 높아서 상대적으로 유기물분의 농도가 낮아지게 되어 그 열적 가치를 현재화하기 어려운 점이다. 슬러지의 연소열을 이용하기 위해서는 자연연료가 가능한 열량 이상의 발열량을 가져야만 한다. 따라서 슬러지의 함수율을 효율적으로 낮추는 방안이 무엇보다

다 중요하게 된다.

슬러지를 소각하는 경우, 연료가 안전하게 계속되게 하려면 1,200Kcal/Kg 정도의 열량이 필요하며, 하수슬러지만을 소각하기 위해 설계된 다단로나 유동상로에서도 800Kcal/Kg정도가 필요하다. 슬러지의 유기물 함량이 60%일 때 800℃ 이상의 발열량을 갖기 위해서는 슬러지의 함수율은 60%이하이어야 한다.

현재 사용하고 있는 탈수법으로는 60~70%의 함수율을 가진 슬러지 탈수케익이 얻어지게 되며 따라서 이것은 열적가치를 갖지 못한다. 그러므로 슬러지의 연료화를 위해서는 새로운 탈수방법이 도입되어야한다.

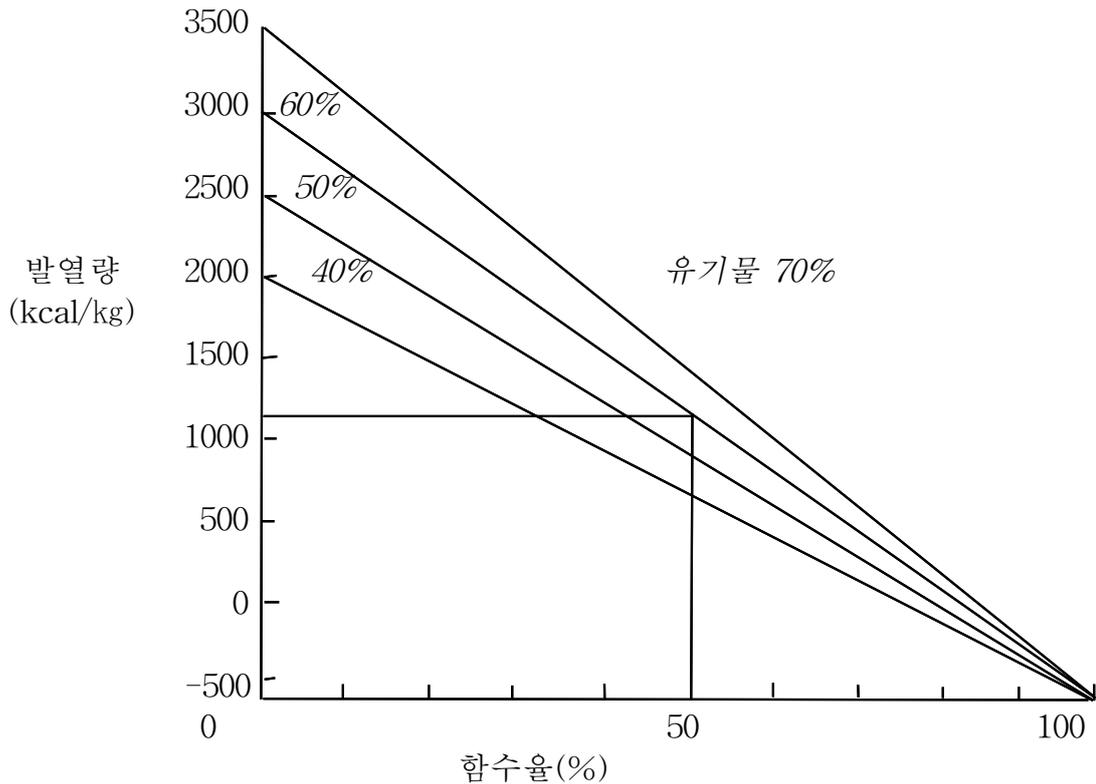


그림 4-5. 탈수슬러지의 함수율과 발열량
(유기물의 발열량은 5,000Kcal/kg으로 가정)

고찰할 수 있는 탈수방법 중 다음의 두 가지가 적용되고 있다.

A 슬러지의 건조

B 탈수조제로 가열물을 첨가하여 탈수하거나 건조

이에 따라 연료화 방안도 건조한 슬러지를 직접 고형연료로 이용하는 방법과 첨가제를 가한 슬러지를 연료로 사용하는 방법 및 건조한 슬러지를 열분해하여 그 생성물을 연료로 이용하는 방법으로 구분할 수가 있다.

(2) 슬러지의 고형연료화

탈수한 슬러지를 자연연소할 수 있을 정도인 50~55%의 함수율을 가지도록 처리하고 이것을 유동소각회에서 연소시켜 발전에 이용하는 방법이 최근 일본의 아

손자시의 처리장에 설치한 시험공장을 통하여 실험연구가 이루어진 바 있다.

일반적인 탈수처리에서 생성되는 탈수케익의 함수율은 약 60~70%정도로 자연 연소하지 않으므로 소각을 위해서는 중유 등을 사용한다. 이 실험연구에서는 열풍 건조로 함수율을 53%까지 낮추고 있다.

슬러지는 하수슬러지 이외에도 생분뇨, 정화조슬러지 등을 혼합하여 사용하며, 탈수효과를 돕고 탈수케익의 열량을 높이기 위하여 경우에 따라서는 소각회와 왕겨를 섞기도 하였다.

전체 공정은 다음 그림 4-6에서와 같이, 탈수공정, 소각공정, 발전공정의 셋으로 나눌 수가 있다. 탈수공정은 슬러지에 먼저 고분자응집제를 첨가하여 Drum Screen으로 농축하고, 다시 각종 응집제와 탈수조제로 소각회 등을 혼합하여 Net Conveyer로 보내 중력탈수로 탈수한다. 이것을 케터필러 Press나 가압 Press에서 충분히 탈수한다. 탈수케익의 함수율은 약 60%로 된다.

탈수공정을 거친 슬러지는 열교환기로부터의 열연배가스를 이용하여 직접식으로 건조하여 함수율을 낮추고 소각효율을 높인다. 이렇게 건조한 슬러지는 함수율이 50~55%, 발열량은 1,100kcal/kg정도로 안전하게 자연연소가 된다.

소각에는 선회유동상식 소각로를 사용하며, 하부로 부터 가압 예열된 공기를 불어 넣고 열매체(모래)를 유동화시킨다. 슬러지 연료는 이 유동상내에서 건조가 되면서 연소된다. 연소로에서 발생하는 연소배출가스를 폐열보일러에 도입하여 증기를 발생시켜 증기 터빈 발전을 한다.

악취, 소각회, 탈수시의 방류수, 연소배출가스 등은 모두 배출기준을 하회하는 것으로 나타났다.

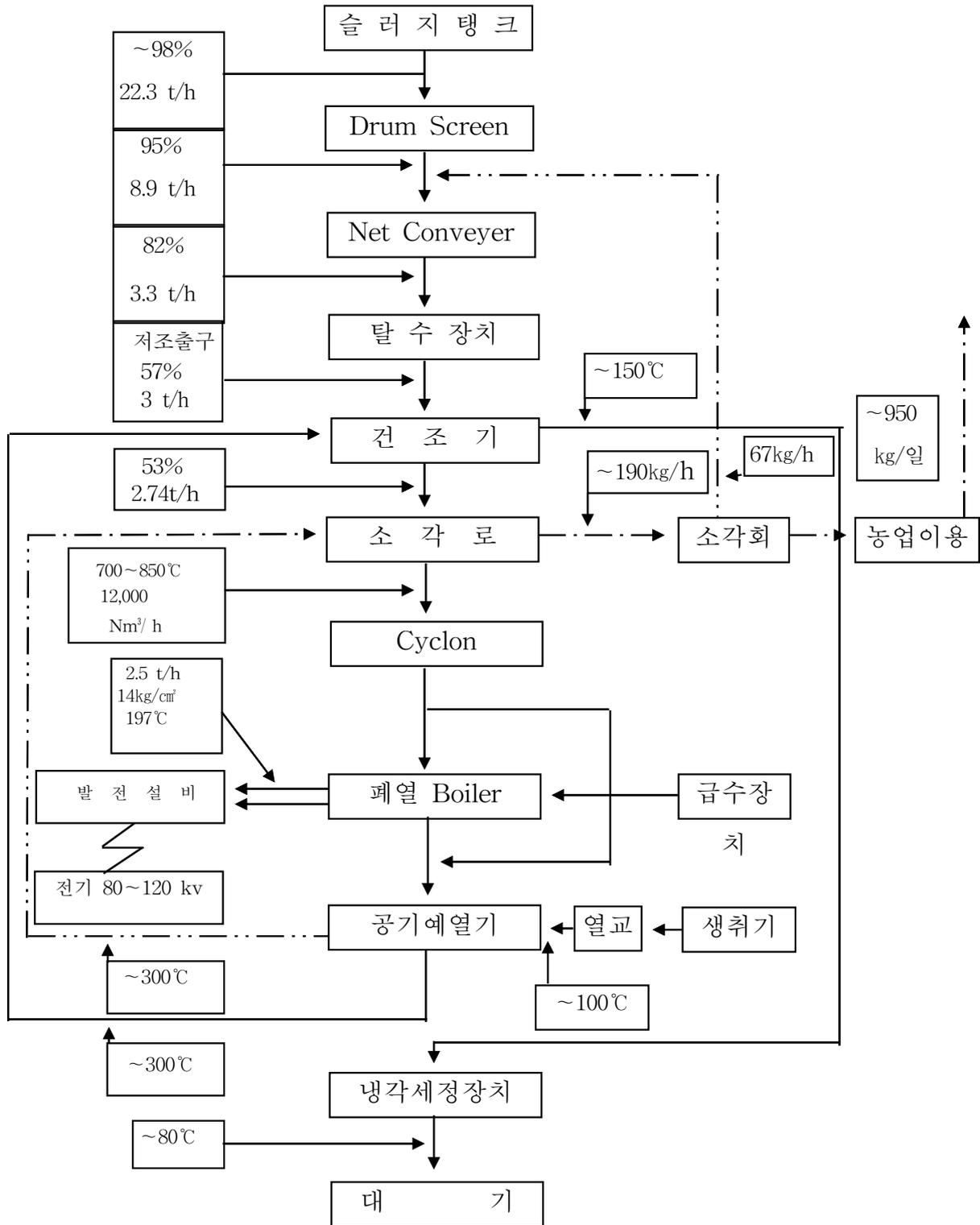


그림 4-6. 슬러지 건조에 의한 고형연료화

그러나 각 공정에는 아직 많은 기술적 문제들이 남아 있다. 즉, 탈수에서 탈수 케익의 함수율이 일정하지가 못하며, 소각로에서 사층의 유동부조화 현상이 일어나기 쉽고 발전시공의 부식문제와 소각로의 운전정지때의 탈수케익의 처분이 곤란한 점이다. 또 연료에 따라 화로안의 온도가 높아져 중금속중 수은과 같은 저비점 물질의 휘산이 일어날 수도 있다.

이와같은 문제들이 기술적으로 모두 해결된다면 이 방안은 상당히 유망한 자원화의 한 방법이 될 수 있을 것이다.

(3) 가열물 첨가에 의한 슬러지 연료화

슬러지에 가열물인 미분탄을 혼합하여 탈수, 건조, 연료화하는 방법으로 공정이 비교적 단순하다. 그러나 여기서도 효과적이며 경제적인 탈수, 건조방법의 개발이 기술상의 문제로 되고 있으며 실용화되기까지는 아직 상당한 실험연구가 필요하다.

일본의 히다찌플랜트건설의 실험연구는 어느 정도 이와같은 문제들을 기술적으로 극복한 것으로서, 이 방법에서는 하수슬러지에 물과 혼합한 슬러지상의 미분탄을 슬러지 고형물당 100~150%를 첨가하고 탈수, 건조하여 함탄 케익 연료를 제조한다. 탈수에는 Belt-Press 탈수기를 사용하며, 35~55%의 함수율을 가진 함탄 케익이 나온다. 노과속도는 응집제와 미분탄에 의하여 영향을 받지 않으며, 노과 포로부터 떨어져 나오는 성질과 세정성이 향상되어 유지관리에 쉬운 것으로 보고하고 있다.

발열량을 높이고, 조립성형 했을 때 제품이 강도를 유지하여 보관이나 운반시에 파손되지 않도록 하기 위해서는 함수율이 20%정도이어야 한다. 이를 위해 회전 건조기에서 열풍으로 건조를 한다. 건조용 열원으로는 건조한 슬러지의 함탄케익의 일부를 소각로에서 연소시켜 발생시킨 열풍을 이용한다. 건조공정에서의 배기가스도 이 소각로로 유도하여 소각에 의하여 탈취되도록 한다.

조립성형에는 2개의 롤러를 이용하여 압축성형하는 방법을 사용하며, 롤러에 Pocket를 내어 임의의 크기의 성형품을 만들어낸다.

연소에서 생성되는 회발생량은 13%정도이며, 연소 배가스는 문제되지 않을 정

도인 것으로 나타났다.

합탄케익의 발열량은 4,350Kcal/Kg(미분탄 130% 첨가시)이다. 발생량에는 석탄의 품질(여기서는 6,000Kcal/Kg)이 중요하며 슬러지의 다른 최종처분과 비교한 비용으로부터 첨가량을 결정한다. 일본의 경우, 매립처분비와 비교했을 때 130%의 미분탄 첨가량이 적정한 것으로 보고되고 있다. 소각처분하는 경우와 비교할 때는 미분탄 첨가량을 200%로도 올릴 수 있다는 보고도 있다. 이 경우에는 노과 효율과 속도가 증가되며 탈수케익의 함수율이 50%가 되며 발열량이 3,200~2700Kcal/Kg정도로 판상으로 얻어지는 것을 직접 연료로 상용할 수도 있다.

이 방법에 의한 연료화는 열처리를 하지 않으므로 상당히 경제적이기는 하나 저장중이나 운송중의 위생상의 문제, 즉 악취, 병원균과 기생충 등이 그대로 남아 있게 되는 문제가 있다.

이와 같이 탈수조제로 미분탄이나 왕겨 등을 섞어 연료화하는 방안은 첨가제에 의하여 열적 가치를 높일 수 있고 또 처리비용이 적어지는 장점이 있다. 그러나 환경·위생상의 문제가 있고, 질 좋은 첨가제의 확보에 문제가 있다.

(4) 슬러지의 열분해에 의한 연료화

열분해법은 슬러지중의 유기물을 무산소 분위기에서 가열 분해하여 유분과 숯(Char) 및 가스화하는 방법이다. 슬러지의 유기탄소중 약 60%가 유화되어 나온다. 수율에 영향을 미치는 인자는 분해용기(reactor) 속에서의 정유시간으로 가열 속도, 가열방법 등도 중요하다.

열분해방법은 분해온도에 따라 저온열분해와 고온열분해로 분류할 수 있다. 저온 열분해는 300~400℃ 정도의 온도에서 처리하며, 생성물로는 유분과 숯(Char) 및 가스가 나오며 고온열분해는 600~700℃ 정도의 온도에서 분해하며 유분과 가스가 생성물로 얻어진다.

저온열분해에 대하여는 현재까지는 회분식 실험연구 단계에 있는 상태이며 고온 열분해에 대하여는 실험공장규모(Pilot Plant)의 연속식 실험연구가 이루어진 것이 있다.

미국의 Battel Northwest Lab. 에서는 압력솥(autoclave)속에서 320℃로 1시간

가열분해한 다음 생성물을 분리하는 실험을 보고한 바 있다. 건조슬러지 100ton을 기준으로 하여 5ton의 아스팔트 유사물, 7.5ton의 액체연료 및 20ton의 숯 등 합계 32.5ton의 생성물을 얻고 있다.

Canada의 The Waster Technology Center에서도 비슷한 결과를 발표한 바 있다.

이 열분해에 의한 연료화방법도 효율적인 슬러지의 탈수와 건조방법이 개발된다면 매우 유망한 자원화방안의 하나가 될 수 있을 것으로 생각된다.

제 5 장 가두리양식어장 퇴적물 제거 실험

가두리양식어장의 유기퇴적물 적정제거 방안을 마련하기 위하여 가두리양식어장을 1개소를 선정하여 퇴적물의 환경실태 및 적정 제거 실험을 실시하였다.

일반 패류양식어장이나 공유수면에서의 퇴적물 제거가 아니라 해상가두리양식어장이 설치되어 있는 특수성 때문에 그랩준설은 퇴적물의 부유, 확산이 일어나 어류에 직접적인 영향을 주기 때문에 사용이 어렵다. 펌프 준설은 펌프의 용량과 2차 확산을 고려하여 펌프의 종류를 선정하여야 할 것이다.

가두리양식어장의 퇴적물을 인양하여 해상에서 퇴적물과 해수를 고액분리하는 적정제거 방안을 찾기 위하여 실험하였다. 고액분리를 위하여 원심분리기와 필터프레스 등 기계적인 방법과 자연적인 침전방식에 의한 실험을 실시하였다.

실험대상어장으로는 경상남도 통영시 산양읍 연하리 장두도지선의 통영바다목장 가두리양식어장으로(한국해양연구원) 선정하였다. 퇴적물 오염도를 평가하기 위하여 퇴적물의 COD(dry, 화학적산소요구량), AVS(dry, 산취발성 황화물), IL(강열감량), TOC(총유기탄소), TON(총유기질소)를 분석하였다.

고액분리를 위한 장비로는 원심분리기, 필터프레스를 이용하였으며, 퇴적물 흡입장비로는 에어리프트펌프를 이용하였다.

제1절 퇴적물오염도 조사

1. 퇴적물 시료 채취 및 분석

가두리양식어장의 퇴적물오염도를 조사하기 위하여 경남도와 전남도에 실험장 소선정을 의뢰하였으나 가두리양식어장 어업인들의 무관심 또는 양식생물에 미치는 영향을 우려하여 실험을 원하지 않아 부득이 경상남도 통영시 산양읍 연하리 장두도지선의 통영바다목장내 가두리양식어장(한국해양연구원)을 실험장소로 선정하여 퇴적물 오염 농도를 측정하였다. 이 양식어장은 1996년 통영 바다목장화사업을 위하여 시설되었으며 가두리 시설면적은 $54\text{m} \times 54\text{m} = 2,916\text{m}^2$ 이며 수심은 13m~30m내외로 동쪽으로 가면서 급격히 수심이 깊어지는 지형이었다.

가. 시료 채취 방법

퇴적물의 오염도를 조사하기 위하여 2004년 11월 30일에 잠수부를 투입하여 4개소의 정점에서 퇴적물을 채집하였다(그림 5-1). 미리 준비한 20cm 크기의 P.T 병에 퇴적물을 직접 채취하였다. 채취된 퇴적물시료는 현장에서 약5cm 크기로 절단하여 지퍼백에 담아 운반하여 분석을 실시하였다.

나. 분석방법

퇴적물의 분석항목은 COD(dry, 화학적산소요구량), AVS(dry, 산취발성 황화물), IL(강열감량)은 해양환경공정시험방법(해양수산부, 1998)에 따라 분석하였고, TOC(총유기탄소) 및 TON(총유기질소)은 CHN analyzer (Perkin Elmer, model 2400)방법으로 분석하였다.

다. 퇴적물 분석결과

(1) COD(화학적산소요구량) : 과망간산칼륨법(해양환경공정시험방법)

COD 농도는 $5.51 \sim 17.15\text{mg/g} \cdot \text{d}$ 의 범위를 보였으며, 평균 $11.44\text{mg/g} \cdot \text{d}$ 로 나타났다. 전 조사정점의 COD농도는 일본 수산환경수질기준(일본 수산자원보호협회,

1972)의 오염수치인 20mg/g · d를 초과하지 않았으며, C점에서 17.15mg/g · d 로 최대값을 나타내었다

(2) 강열감량(Loss of ignition : IL) : 해양환경공정시험방법

- 퇴적물을 고온으로 가열한 후 그 무게 차이를 알아내는 방법

강열감량은 1.6~2.0%의 범위로 평균 1.8%였으며 정점내 강열감량 수치변화의 폭은 작은 편이었다. 미국 「연방환경부(USEPA)」의 Sediment Quality Guideline에 따르면 강열감량 5%이하의 값은 비오염상태로 규정하고 있기 때문에 조사해역은 매우 양호하다고 하겠으나 단순한 강열감량 값만으로 오염여부를 판단하기에는 조사해역에 대한 좀 더 많은 조사와 연구가 필요하다고 사료된다.

(3) AVS(dry, 산취발성 황화물) : 요오드측정법(해양환경공정시험방법)

황화수소는 0.15~0.22mg/g · d로 C점에서 최고치를 나타내었다. 평균치로는 0.19 mg/g · d였으며 일본 수산환경수질기준(일본수산자원보호협회, 1972) 오염수치인 0.20mg/g · d이하로 조사되었다.

(4) TOC(총유기탄소) : CHN 분석기

총유기탄소는 6.81~8.56%범위이며 평균 7.73%였으며 통영 학림 수역의 2.05% (국립수산과학원, 2002)보다 높게 나타내었다.

(5) TON(총유기질소) : CHN 분석기

총유기질소는 0.09~0.24%범위이며 평균 0.17%였으며 통영 학림 수역의 평균 0.56%(국립수산과학원, 2002)보다 낮은 수치로 조사되었다.

통영바다목장 가두리 양식어장의 저질분석 결과 TOC를 제외한 저질항목은 오염도가 적었다. 이는 조류의 흐름이 내만의 가두리 양식어장과 비교하여 원활하기 때문인 것으로 사료된다.

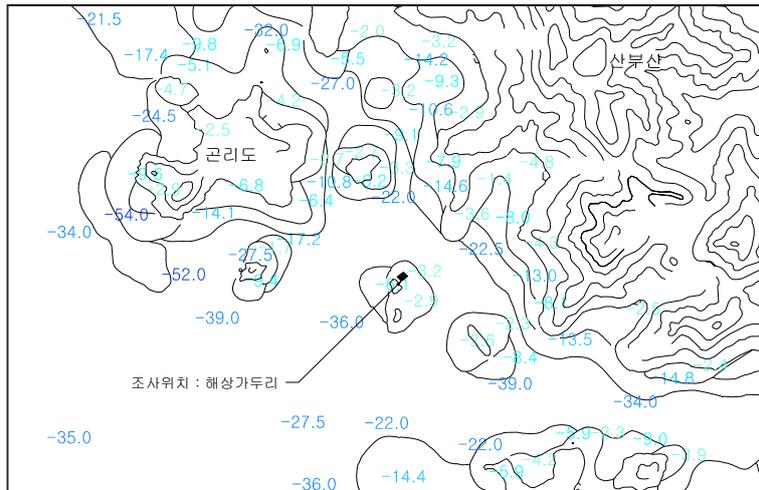


그림 5-1. 통영바다목장 가두리 위치도

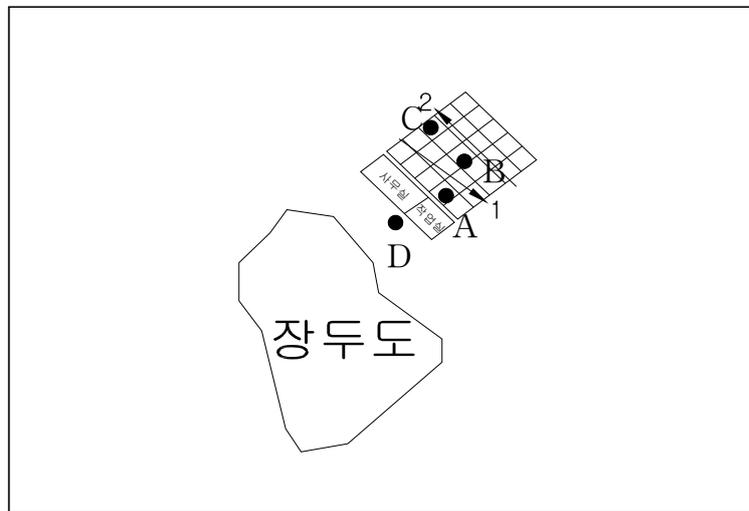


그림 5-2. 퇴적물 조사라인(1, 2번) 및 퇴적물 채취 정점(A, B, C, D 4개 정점)



사진 1. 퇴적물 시료 채취



사진 2. 채취된 퇴적물

제2절 퇴적물량 조사

2004년 10월 26일 잠수부를 투입하여 통영바다목장 가두리(한국해양연구원)양식 어장 내의 퇴적물량을 조사하였다.

1. 조사방법

퇴적물량을 조사하기 위하여 잠수부가 자를 이용하여 그림 5-2의 1, 2번 조사 라인을 따라 해저 퇴적층의 깊이를 측정하였다.

2. 조사 결과

저질은 점토가 주였으며 저층에 홍합패각이 많이 있었으며 로프, 대형사각통발, 자바라호스, 나무, 패각 등이 산재하여 있었다. 유기 퇴적물의 색깔은 짙은 녹색계 통이었다. 홍합패각이 있는 것은 현재가두리 양식어장이 과거에는 홍합양식장이 있었던 것으로 추정된다.

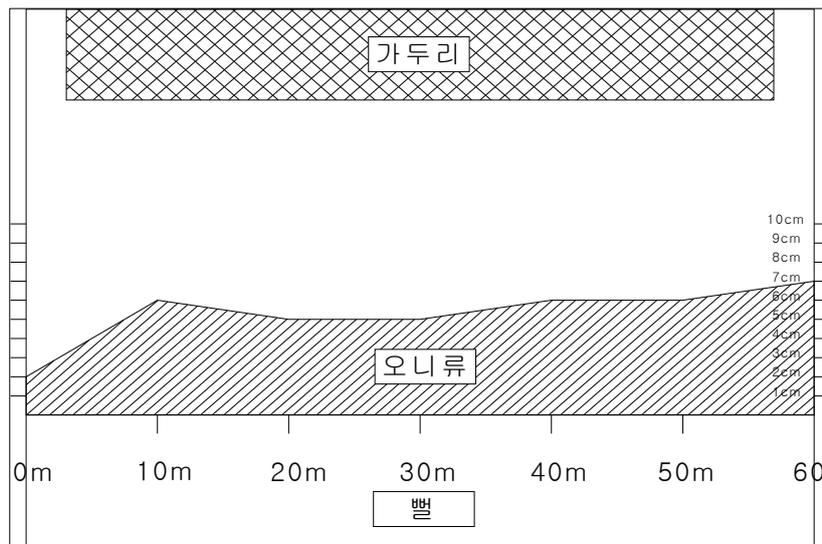


그림 5-3. 1번 조사라인의 해저면 단면도(오니 퇴적층 평균 깊이 : 5.29cm)

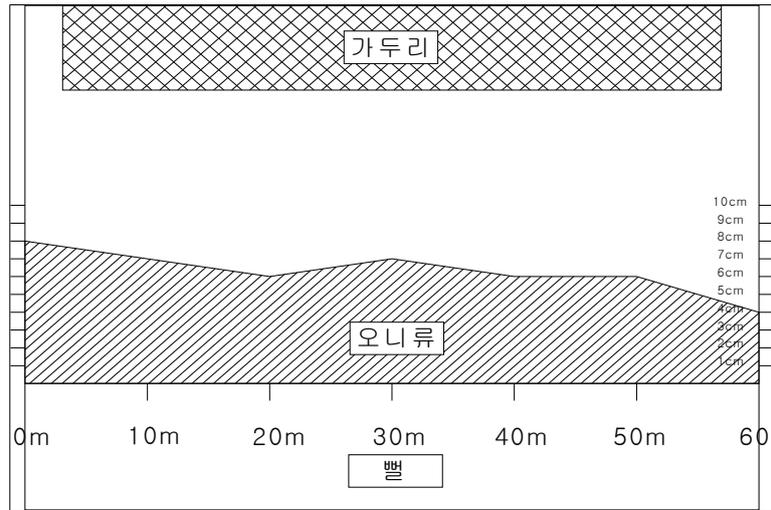


그림 5-4. 2번 조사라인의 해저면 단면도(오니 퇴적층 평균 깊이 : 6.29cm)



사진 3. 가두리 양식어장 전경 1



사진 4. 가두리 양식어장 전경 2



사진 5. 오니 퇴적물



사진 6. 오니 퇴적물

유기퇴적물량의 평균 깊이는 5.79cm로 조사되어 퇴적물량은 시설면적 2,916m²에 약 168.71m³로 조사되었다.

평균 깊이 - 오니류

조사지점	0M	10M	20M	30M	40M	50M	60M	평균깊이(cm)	비고
1	2	6	5	5	6	6	7	5.29	
2	8	7	6	7	6	6	4	6.29	
총계	5	6.5	5.5	6	6	6	5.5	5.79	

총괄 물량표 - 오니류

조사지점	가두리 면적 (ha)	조사평균 오니깊이 (cm)	방형구물량 (m ³ /m ²)	총 오니물량 (m ³)	비고
1	0.2916	5.29	0.0529	168.71	
2		6.29	0.0629		
총계	0.2916	5.79	0.0579	168.71	

제3절 퇴적물 준설

1. 실험방법

가두리양식어장은 현행 양식어장 정화사업에서 배제되고 있는데 이는 정화사업을 위해서는 양식어업인들이 가두리를 이설해야 함에도 여기에 따른 경제적 손실 등을 부담하지 않으려고 하고 있으며 기존 정화사업에 이용되고 있는 준설 등의 방법으로는 부유물질 등이 발생하여 양식생물에 대한 악영향을 준다는 이유로 양식어업인들이 반대하고 있다. 따라서 가두리양식어장은 시설물이 있는 채로 정화가 실시되어야만 할 것으로 사료된다.

가두리양식어장을 철거하지 않은 상태에서는 기계적으로 저니(底泥)를 퍼 올려 토사운반선에 실는 방식인 그랩(grab)계에 의한 방식보다는 펌프에 의한 방법을 선택하였다. 펌프에 의한 방법 중 일반펌프는 발전기가 있어야 하며 해상에서 작업시 물이 발전기에 튀거나 비가 오면 작업여건이 어려운 점이 있기에 에어리프트 펌프(Airlift Pump)를 사용하였다. 에어리프트 펌프는 발전기 대신 공기압축기만 있으면 가능하며 물이 튀거나 비가와도 작업에 영향을 끼치지 않는다.

가두리내에 유기퇴적물을 선택적으로 준설하기 위해서는 잠수부가 직접 흡입호스를 잡고 작업을 실시하여야 한다.

에어리프트 펌프가 가동되면 상승관이 직선이 되려는 성질을 띠게 되고 만약 가두리 중앙부의 퇴적물을 흡입한다면 상승관이 일직선이 되어 가두리시설물의 파손 및 그물과의 마찰을 통해 어류에게 스트레스를 줄 수 있기 때문에 에어호스가 연결된 철 파이프를 그림 5-6처럼 L자로 개조하여 사용하였다. L자로 개조하였을시 퇴적물이 운반되는 펌프가 직선으로 내려가 바닥저층에서 수평으로 뻗어나가기 때문에 가두리 밑그물과의 마찰을 피할 수 있었다.

에어리프트펌프의 장점중의 하나는 잠수부가 직접 수중에서 에어리프트펌프의 조작이 가능하다는 것이다.

이 연구의 최종목적인 가두리양식어장을 정화하는데 소요되는 비용을 산정하기 위하여 준설에 사용된 에어리프트펌프의 토출량, 부유물 확산유무, 퇴적물 제거량

과 면적을 측정하였다.

준설에 사용한 에어리프트펌프의 사양은 다음과 같다.

- 일반호스 : 50m
- 고압호스 : 50m
- L자형 쇠파이프 관
 - 직경 : 4 inch(10.16 cm)
 - 관의 크기 : 80cm × 80cm
 - 무게 : 70kg
- 공기압축기 : 7kg/cm²

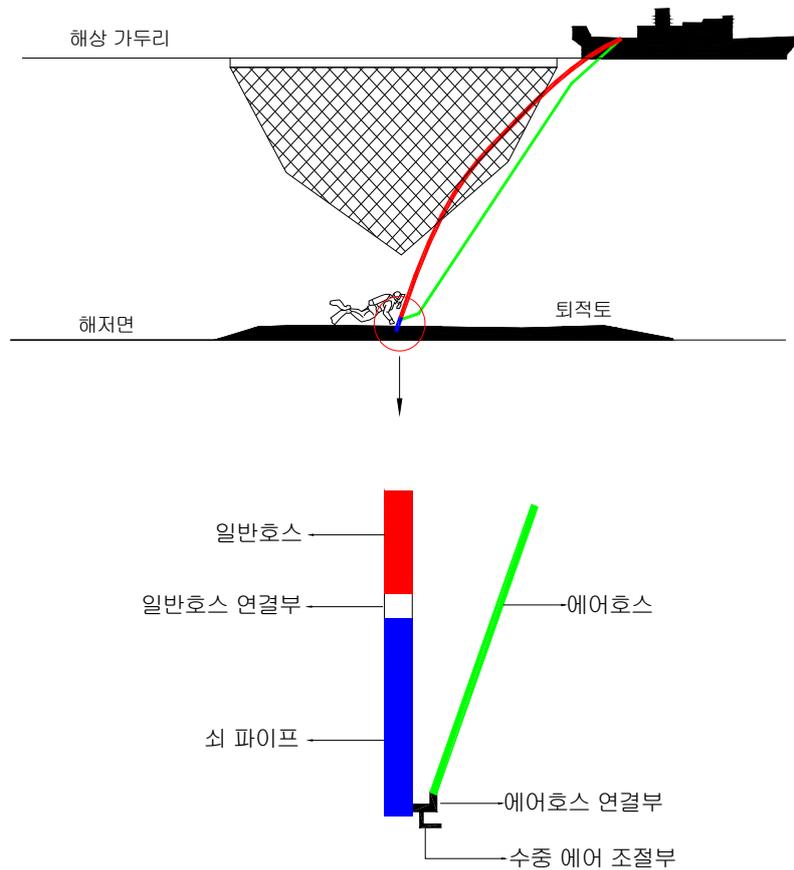


그림 5-5. 기존 에어리프트 펌프의 구조

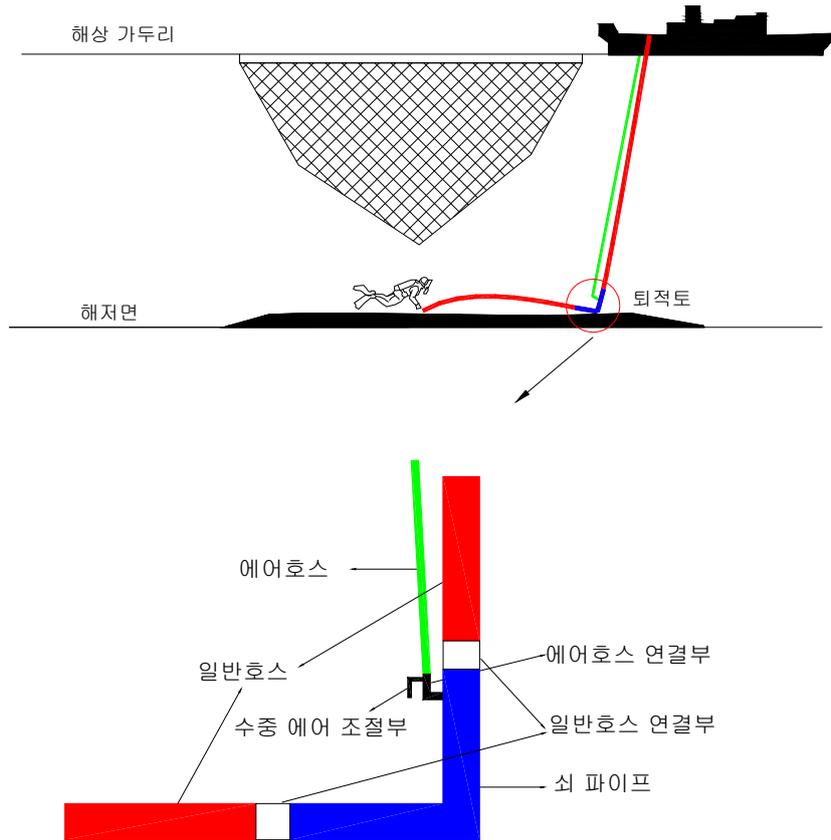


그림 5-6. 개선한 에어리프트 펌프의 구조

2. 실험결과

준설에 사용된 에어리프트펌프의 실험결과는 다음과 같았다.

가. 에어리프트펌프의 흡입효율(m^3/min) : $1 \text{ m}^3/\text{min}$

나. 에어리프트펌프로 퇴적물 흡입시 부유물 확산 유무 : 부유물 확산 없음

다. 잠수사의 작업효율(퇴적물 제거 면적) : $1\text{m} \times 1\text{m} \times 0.3\text{m}$

라. 퇴적물과 물의 인양비 : 퇴적물 1 : 물 9(퇴적물 0.3m^3 , 물 2.7m^3)



사진 7. 에어리프트 펌프



사진 8. 에어리프트 펌프 성능실험



사진 9. 잠수부 하강



사진 10. 잠수부에 의한 퇴적물 준설

3. 결과고찰

가두리양식어장의 퇴적물을 준설하기 위하여 에어리프트펌프를 사용하였을 때의 시간당 양수량은 잠수비(H_s/H) 및 공기량과 밀접한 관계가 있다. 양수량과 공기량과의 관계는 오니를 빨아올리는데 필요한 양과 공기를 압축하는데 필요한 양이 같아야 한다는 이론식이 얻어진다.

$$\frac{Q_a}{Q} = \frac{H+hl}{10 \log_e \left(\frac{H_s+10}{10} \right)} \quad (1)$$

여기서, Q_a : 필요공기량(m_3)

Q : 양수량(m_3)

H : 양정(m)

H_s : 침수깊이(m)

hl : 전손실수두(m)

위식(1)의 좌변은 오니 1m^3 을 빨아올리는 필요한 공기량 $V_a(\text{m}^3/\text{m}^3)$ 이다. 식으로 구한 필요공기량은 펌프의 형상에 의한 여러가지 손실 등을 가산하지 않은 즉 이론상으로 실제에는 계산치 보다 많게 된다. 이와 같은 이론식에 의한 계산치가 실제 필요량보다 적게 나타나므로 다음과 같은 실험식이 이용되고 있다. 실험식에서 중요한 것은 공기관의 잠수비(a)이다. 잠수비 a는 다음 식으로 표시된다.

$$a = \frac{H_s}{H_s + H} \quad (2)$$

a를 사용한 실험식에는 다음과 같은 것이 있다.

$$V_a = \frac{0.054H}{a \log_{10} \left(\frac{H_s + 10}{10} \right)} \quad (3)$$

오니 1m^3 을 빨아올리는 공기량은 잠수비와 반비례하고 잠수비가 0.6에서 0.7정도가 되도록 설정하면 좋은 결과를 얻을 수가 있다. 일반적으로 $1\text{m}^3/\text{min}$ 오니를 빨아올리는데 필요한 공기량은 실험상의 결과에 의하면 $1.5\text{m}^3/\text{min}$ 이상으로 고려함이 좋다. 파이프의 직경이 크면 더 많은 양수량을 얻을 수 있으나 너무 크면 잠수부가 핸들링하기가 곤란하므로 적당한 크기는 6 inch가 적당할 것으로 판단된다.

제4절 퇴적물 고액분리 실험

준설된 퇴적물 고액분리를 위하여 원심분리기와 필터프레스를 이용하였다. 원심분리기와 필터프레스는 기계적인 탈수장치로 하수종말처리장에서 많이 사용되고 있다. 고액분리의 가능여부를 판단하기 위하여 먼저 실내실험을 실시한 뒤 선상에서 현장실험을 실시하였다.

1. 실험장비

실험에 사용된 원심분리기는 (주)동서의 원심분리기 테스트장비로 퇴적물의 처리능력이 0.5m³/hr이다. 필터프레스는 (주)한국필터의 테스트장비를 사용하였다.

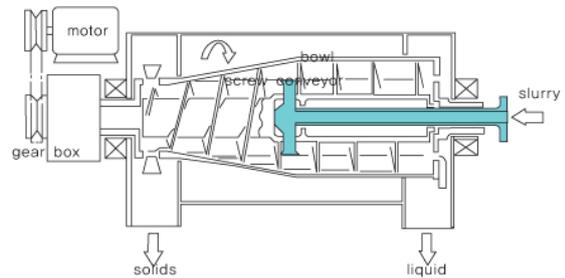


사진 11. 실험에 사용된 원심분리기

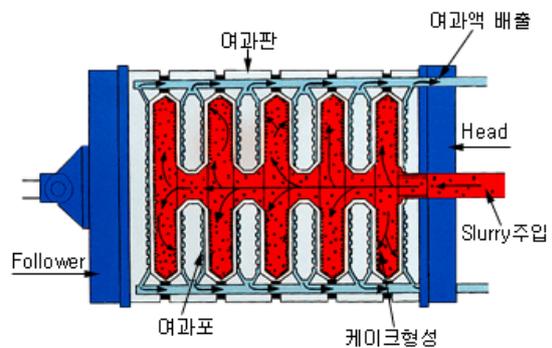


사진 12. 실험에 사용된 필터프레스

2. 실험방법

원심분리기와 필터프레스의 고액분리 가능여부를 판단하기 위하여 2005년 1월 18일 통영바다목장 가두리(한국해양연구원)양식어장에서 에어리프트 펌프로 약 1m³의 퇴적물을 준설하여 실내에서 실험하였다. 또한 퇴적물에 알맞은 응집제의 종류를 알아보기 위해 (주)한솔케미칼에 의뢰하였다.

실내실험 후 해양수산부, 수산과학원, 전남도, 경남도관계자들의 참관하에 통영 바다목장 가두리(한국해양연구원)양식어장에서 2005년 4월 7일 탈수장비를 이용하여 퇴적물 고액분리실험을 실시하였다.

실험은 다음의 3가지 방법으로 실시를 하였다.

- 퇴적물원액 투입시의 탈수여부 및 배출수의 육안탁도
- 유기응결제 투입시의 탈수여부 및 배출수의 육안탁도
- 고분자응집제 투입시의 탈수여부 및 배출수의 육안탁도

또한 탈수장비에 의한 배출수를 부유물질농도, COD, T-N, T-P의 농도를 분석하였다.

3. 실험결과

가. 고액분리 실내실험결과

고액분리 실내실험은 탈수장비에 의한 고액분리 가능성을 알아보고자 하였다. 실내실험결과 원심분리기 및 필터프레스에 의한 방법으로 고액분리가 가능 하였으나 탁도가 문제시 되었다. 특히 원심분리기는 응집제를 주입하지 않은 상태에서는 육안탁도가 심하였으며 필터프레스는 육안탁도는 좋았으나 미세한 퇴적물이 필터를 막아 효율이 떨어지는 것으로 조사되었다.



사진 13. 에어리프팅에 의한 시료 채취

(1) 원심분리기에 의한 방법

표 5-1. 원심분리기에 의한 실험결과

구 분	오니 탈수 가능 유무	배출수의 육안탁도
응집제를 첨가한 경우	가능	양 호
응집제를 첨가하지 않은 경우	가능	불 량



사진 14. 원심분리기를 이용한 배출수 상태

(왼쪽부터 : 퇴적물 원수, 응집제를 넣지 않았을 경우, 응집제를 넣었을 경우의 배출수)

(2) Filter Press에 의한 방법

한국필터의 Filter Press 테스트용으로 오니를 탈수한 결과 배출수는 육안상 상당히 깨끗한 상태였으나 여과포의 막힘현상으로 인해 자주 청소하여 주어야 할 것으로 판단되었다.



사진 15. Filter Press에 의한 배출수(실험 전, 후)



사진 16. 여과포를 통과한 퇴적물

나. 고액분리 현장실험 결과

탈수장비의 고액분리 실험결과 원심분리기의 경우 고액분리는 원활하게 이루어졌으며 탈수케익도 잘 만들어졌으나 배출수의 육안탁도가 좋지 않았다. 필터프레스는 원심분리기보다 육안탁도는 좋았으나 고액분리 1회 사이클 시간이 짧고 필터가 막힘으로 해서 탈수케익이 형성되지 않았다.

표 5-2. 고액분리 현장 실험 결과

탈수장비	구 분	탈수여부 및 효율
원심분리기	오니 원액 투입시	탈수가능, 오니원액 탈수 효율 0.5m ³ /hr,
	유기 응결제 투입시	탈수가능, 오니원액 탈수 효율 0.5m ³ /hr
	고분자 응집제 투입시	탈수가능, 오니원액 탈수 효율 0.5m ³ /hr
필터프레스	오니 원액 투입시	탈수는 가능하나 효율 떨어짐 3분/ 1cycle
	유기응결제 투입시	탈수장비 고장
	고분자 응집제 투입시	탈수는 가능하나 효율 떨어짐 3분/ 1cycle



사진 17. 현장설명



사진 18. 현장설명



사진 19. 배출수의 육안 탁도-측면
(프레스필터, 해수, 원심분리기)



사진 20. 배출수의 육안탁도-윗면
(프레스필터, 해수, 원심분리기)



사진 21. 원수



사진 22. 원심분리기 배출수 탁도(무 첨가시)



사진 23. 원심분리기 배출수 탁도
(고분자 응집제 첨가시)



사진 24. 원심분리기 배출수 탁도
(유기응결제 첨가시)



사진 25. 필터프레스 배출수 탁도
(무첨가시)



사진 26. 필터프레스 배출수 탁도
(고분자 응집제 첨가시)



사진 27. 탈수 Cake(원심분리기)

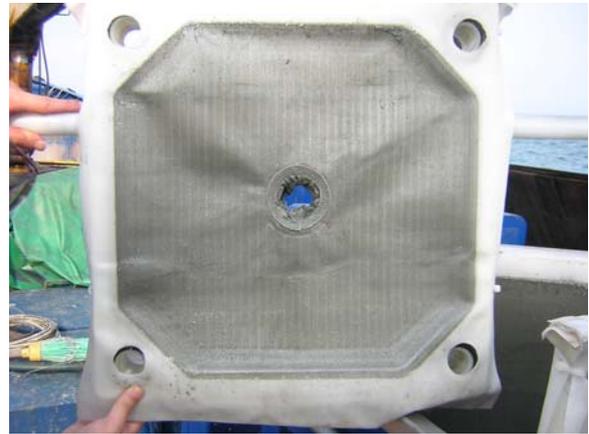


사진 28. 필터(필터프레스, 필터 막힘)

다. 배출수의 성분분석

탈수장비에 의한 배출수의 성분분석 결과는 다음 표와 같다. 부유물질의 농도는 청정지역배출기준에 미치지 못하였고 COD는 응결제 및 응집제를 첨가하였을 때에 청정해역 배출기준을 만족하였다. 총질소와 총인은 청정지역배출기준이하로 분석되었다.

표 5-3. 탈수장비에 의한 고액분리 후 배출수의 성분분석

구 분	S.S(mg/ℓ)	COD(mg/ℓ)	T-N(mg/ℓ)	T-P(mg/ℓ)
원심분리기 (혼탁물)	443	117	2.29	0.38
원심분리기 (유기응결제)	120	25	2.62	0.84
원심분리기 (고분자응집제)	82	17	2.5	0.12
필터프레스 (혼탁물)	130	54	2.5	0.34
필터프레스 (고분자응집제)	42	14	2.11	0.20
청정지역 배출기준	40	50	40	4

라. 결과 고찰

원심분리기와 필터프레스를 이용한 고액분리 실험결과 원심분리기를 이용하여 고액분리 하는 것이 효율적이거나 배출수의 부유물질농도 및 COD의 농도가 높기 때문에 퇴적물을 바로 탈수장비로 고액분리 후 배출수를 배출하는 것은 어려운 것으로 판단된다.

제5절 퇴적물 침전실험

1. 실험방법

가. 자연침전에 의한 침전시간 측정

- 가두리 양식어장에서 인양한 슬러지를 메스실린더에 담아 6시간동안 자연침전 시킬 때 30분 간격으로 슬러리의 육안탁도 관찰

나. 화학응집 침전에 의한 침전효과 및 상등수 탁도 측정

다. 상등수의 수질분석(부유물질농도, COD, T-N, T-P)

2. 실험결과

가. 자연침전에 의한 침전시간 측정

메스실린더에 담아 자연침전을 시킬 경우 약 3시간 후에는 육안상 상등수가 깨끗해 보였으며 그 후로는 육안상 차등이 없었다.



사진 29. 시작시의 육안탁도



사진 30. 30분 침전후의 육안탁도



사진 31. 1시간 경과후의 육안탁도



사진 32. 2시간 경과후의 육안탁도



사진 33. 3시간 경과후의 육안탁도



사진 34. 4시간 경과후의 육안탁도



사진 35. 5 시간 경과후의 육안탁도



사진 36. 6시간 경과후의 육안탁도

나. 유기응결제 및 고분자응집제에 의한 침전효과 및 배출수 탁도 측정

실험에 사용된 유기응결제인 HCO-50((주)한솔케미칼)은 부유물질과 반대되는 양전하를 가진 물질로서 투입시 반발력을 감소시켜 부유물질이나 콜로이드입자들을 서로 접착시킨다. 기존 무기계응결제에 비해 양이온 전하의 밀도가 높기 때문에 응결기능이 매우 강하고, pH를 떨어뜨리지 않으며 금속수산화물을 발생시키지 않으므로 슬러지발생량을 급격히 줄일 수 있다.

유기응결제 HCO-50의 성질

■ 물리화학적 성질

- | | |
|----------------------------|--|
| ▶ 외 관 : 담황색 액체 | ▶ 이온성 : 양이온 |
| ▶ 고형분 : $50.0 \pm 1.0(\%)$ | ▶ 점 도 : 500 ± 200 (cps at 25°C) |
| ▶ pH : 6.0 ± 0.01 | ▶ 비 중 : 1.15 ± 0.01 |
| ▶ 수용해성 : 완전용해 | ▶ 저장안정성 : 6개월 이상(상온) |

■ 사용방법

- ▶ 희 석 : 원액을 청수로 50~100배 정도 희석하여 완전히 용해하여 사용.
- ▶ 투입장소
 - 응집침전 : 탈수기 투입 전단계
- ▶ 투 입 량 : 총고형분 대비 0.1~10% 범위에서 투입

표 5-4. 응집침전 실험방법

대상시료 : 통영시 해양수산연구원 가두리양식어장 퇴적오니(TS: 4.96%, pH : 7.43)

실험단계	분석항목	실험방법
오니 및 해수분석	탁도, pH	- KSM
유기 응결제 투입	최적 투입량 선정	-TEST 장비 : 비색관, 비이커 -실험방법
고분자 응집제 투입	최적 GRADE 및 투입량 선정	1) 비색관을 이용 투입량, 응집상태, 침전시간을 분석하고 3분후 상등액의 탁도 분석 2) 응결제와 응집제의 투입량을 변경해 가며 최적 투입량 포인트 선정 * 용해수 : 육지의 수도물을 이용하여 용해
결과분석	처리수(상등수)의 분석(탁도)	-탁도는 UV Spectrophotometer (HACH사 DR-4000U)를 이용, 측정

■ 유기응결제 적정 투입량 분석

표 5-5. 유기응결제 적정 투입량 실험 결과

구 분	투입전 오니분석	응결제 투입량 (제품명 : HCO-50)					
		0ppm	20ppm	40ppm	60ppm	80ppm	100ppm
탁도(FAU)	2,276	2,276	500	300	150	10	5

주) 대상시료 TS : 4.96%, pH : 7.43



사진 37. 유기응결제 적정 주입량 실험

적정한 응결제의 사용량은 80~100ppm이며, 100ppm이상 사용시 탁도는 99%이상의 제거효율을 보이며 응집상태는 1~2mm의 Floc size를 형성하고 있으며, 탈수기 Type 및 조건 변경시 탈수공정에는 문제가 없을 것으로 판단된다.

1차 유기응결제 0~100ppm 사용후 원활한 Floc 형성을 위해 고분자응집제 8ppm을 동일하게 투입한 결과 탁도개선 및 응집성에서 탁월한 결과를 확인할 수 있었다. 유기응결제 60ppm 투입후 응집제 8ppm 투입시 유기응결제 100ppm의 효과를 나타냈는데 그 결과는 표 5-6과 같다.

표 5-6. 응결제와 응집제의 투입량에 따른 응집성능

응결제 투입량(ppm)	0ppm	20ppm	40ppm	60ppm	80ppm	100ppm
응집제 투입량(ppm)	8	8	8	8	8	8
상등탁도(NTU)	1,174	609	58	18	5	4
Floc size	1mm	1mm	1~2mm	2~3mm	4~5mm	5~6mm

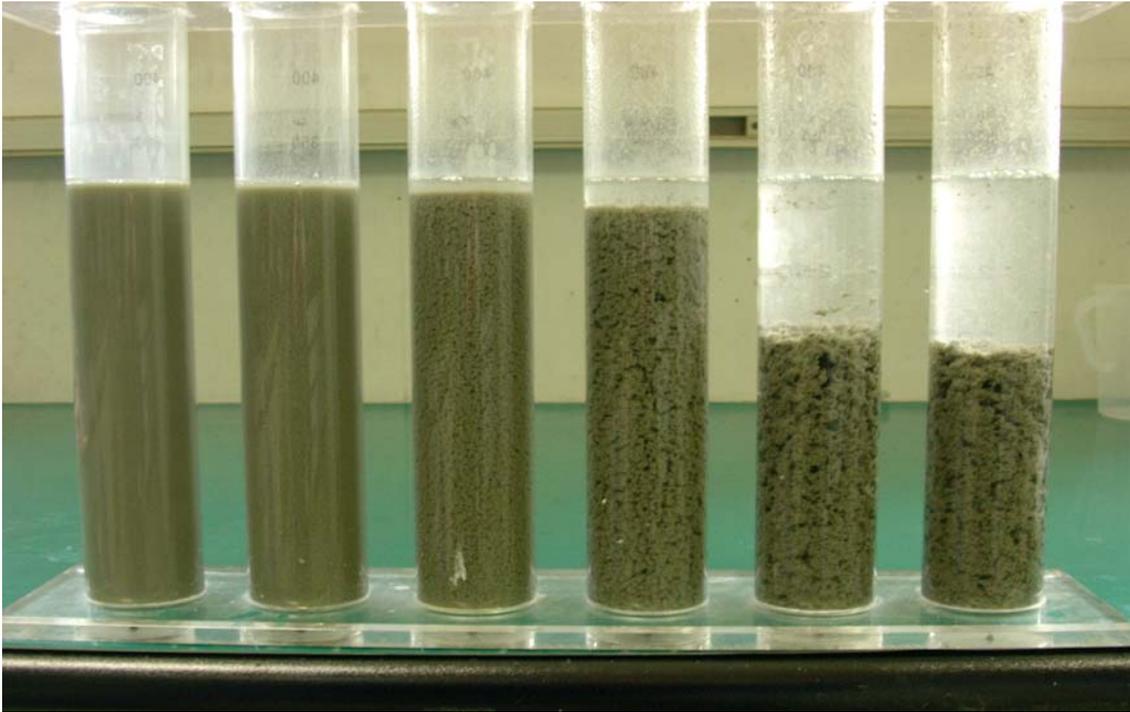


사진 38. 응집제 적정 주입량 실험

다. 상등수의 수질분석

3시간 자연침전 후 상등수의 수질분석 및 유기응집제 100ppm 첨가후 응집침전한 상등수의 수질분석결과는 다음 표와 같다. 자연침전 및 응집침전에 의한 상등수의 수질은 청정지역배출기준 이하로 분석되었다.

표 5-7. 침전방법에 따른 상등수의 수질분석

구 분	S.S(mg/ℓ)	COD(mg/ℓ)	T-N(mg/l)	T-P(mg/l)
자연침전	6	14	2.03	0.59
화학응집 침전	5	17	2.10	0.15
청정지역 배출기준	40	50	40	4

라. 결과고찰

침전에 의한 상등수의 수질분석결과는 청정지역 배출기준 미만의 결과를 보였

다. 퇴적물을 자연침전 할 경우 대형의 침전지가 필요하고 상당한 시간이 소요되는 단점이 있을 수 있다. 화학응집시 상등수의 수질은 청정지역 배출기준 미만의 결과를 보였으나 상등수에 잔류하는 유기응결제성분이 가두리양식어장 양식생물에 대해 안정성이 우선 확보되어야 하겠다. 응결제로 사용되어지는 알루미늄의 경우 과다사용될 경우 상등수에 잔류되어 뇌질환과 고등동물의 섬유변성을 일으킬 수 있다는 연구보고가 있다. 이처럼 화학제를 사용하여 가두리양식어장에서 사용하는 것은 위험부담이 있으며 이에 대한 정확한 사실규명이 요구된다. 자연침전 방식이 침전시간이 많이 소요되고 넓은 침전지를 필요로 하지만 자연친화적으로 가두리양식어장을 정화하는 최적의 방법일 것으로 사료된다.

제 6 장 가두리양식어장 정화방법 및 사업비 산정

가두리양식어장에서 퇴적물의 적정처리 방법으로는 현재까지 개발된 방법 중에 복토, 전기분해방법, 준설 등의 방법이 있겠으나 가장 확실한 방법으로는 준설에 의한 방법이 최상이라 하겠다. 준설된 퇴적물의 처리방법 중 고형물의 고액분리방법은 물리적인방법과 화학적인방법, 생물학적인방법으로 구분할 수 있다.

물리적인 처리에 의한 방법은 스크린, 침전지 등에 의한 부유물질제거이며, 화학적인 방법은 부유물의 침전 및 COD제거방식이며 또한 물리적 처리방법과 복합적으로 하나의 처리시스템을 유지할 수 있다. 생물학적 처리방법은 수중의 오염물질중 분해가능한 용해성의 유기물을 미생물에 의해 제거하는 방법으로 하수의 2차처리, 슬러지처리 등에 활용되며 호기성처리법과 혐기성처리방법이 있다.

① 호기성처리법

- 용존산소가 하수내에 충분하도록 공기나 산소를 주입하는 것으로 표준활성슬러지법이 가장 많이 이용됨.

② 혐기성처리법

- 폐수나 슬러지의 유기물농도가 너무 높아 호기성 처리법으로는 불가능 할 때의 처리법으로 기존하수처리장의 소화조가 이 처리방법을 채택하고 있음.

이러한 고액분리의 목적이 어디에 있느냐에 따라 방법을 달리하여야 할 것이다.

상기 열거한 고액분리방법 중 생물학적인 처리방법은 해상의 전용선박에서 적용하기 힘들고 전문기술인력을 갖추고 있어야 하는 단점이 있어 본 연구에서는 가두리양식어장에서의 준설된 퇴적물의 고액분리 방법 중 실제로 사용할 수 있는 기계적인 방법과 화학적인 방법에 중심을 두고 적절한 사업방안을 도출하고자 하였다.

제1절 가두리 양식어장 정화방법

1. 퇴적물 준설방안

가두리양식어장 수역의 침적퇴적물 제거시 기존의 준설방법을 사용할 경우 부유물질의 발생과 확산으로 인해 어병발생 등 양식생물에 피해를 줄 뿐만아니라 인근 양식어장으로도 피해가 확산되어 2차오염의 문제를 야기할 수 있다. 이러한 2차오염을 방지하기 위해서는 해저면에 침적된 오니류가 부유되어 주변해역으로 확산되지 않고 가두리양식어장을 이설하지 않고도 자유롭게 움직일 수 있는 흡입장치를 수거작업에 활용해야 할 것이다.

본 실험에 사용된 에어리프트펌프는 해저면에서 작동이 용이할 뿐만아니라 시간당 60m³의 인양능력을 보여주고 있어 가두리양식어장 퇴적물 제거에 적합한 장치로 판단되며 구조변경 등을 통해 양식생물에 스트레스를 주지 않으면서 효율적으로 퇴적물을 수거할 수 있을 것으로 예상된다.

2. 퇴적물 고액분리 방안

준설퇴적물의 고액분리를 위하여 일반적으로 탈수에 사용되고 있는 원심분리기와 필터프레스를 이용한 결과 고액분리의 배출수의 부유물질 농도가 높았다. 자연침전방식에 의한 고액분리 실험결과 약 3시간 자연침전후에는 상등수의 농도는 청정지역배출기준 이하였으며, 유기응집제를 첨가하였을 경우에는 침전시간을 단축시키며 상등수의 농도 또한 좋은 결과를 얻을 수 있었다. 그러나 화학적응집침전은 침전효과는 증대시키지만, 가두리양식어장에서의 응집제 사용은 위험부담과 비용 때문에 사용하기가 어려울 것으로 판단된다.

이러한 실험결과로부터 준설 퇴적물의 고액분리방안은 자연침전 방식을 채택하는 것이 타당할 것으로 생각된다. 또한 침전조에 침적된 퇴적물은 원심분리기로 이용하여 탈수하고 이때 나오는 배출수는 탁도가 문제가 되기 때문에 다시 침전

조로 유입시키는 방법이 좋을 것이다(그림 6-1).

가. 자연침전에 의한 퇴적물 고액분리

자연침전에 의한 고액분리 방안을 채택시에는 고액분리를 위한 넓은 침전지를 필요로 하게 되며 이러한 넓은 면적을 가진 선박은 해상 바지선을 개조하여 활용하는 것이 바람직 할 것이다. 자연침전에 의한 방식은 입자의 침강속도에 크게 좌우된다.

침강속도는 입자의 크기, 밀도, 형상, 물의 온도(점성) 등에 따라서 결정되는데 단순하게 입자가 구형이라고 생각하면 스토크스의 식이 사용된다.

$$W = 1/18 \cdot g \cdot \rho_s - \rho / \mu \cdot d^2$$

W : 입자의 침강속도 (cm/sec)

ρ_s : 입자의 밀도 (g/cm³)

ρ : 물의 밀도 (g/cm³)

μ : 물의 점성계수 (g/cm · sec)

d : 입자의 직경 (cm)

g : 중력가속도 (cm/sec²) = 980cm/sec²

이 식으로부터 알 수 있듯이 침강속도는 입자직경의 2승에 비례해서 커지기 때문에 입경이 클수록 침강속도는 급속하게 커진다. 가두리양식어장의 퇴적물의 입도크기는 실트질로써 약 $\phi=7$ (지름 0.008mm)로(권, 2004), 입자의 밀도를 2.65g/cm³, 물의 밀도 1.02g/cm³, 4℃일때의 물의 점성계수 1.31×10^{-2} g/cm · sec로 가정을 하여 입자의 침강속도를 계산하면 다음과 같다.

$$W = 1/18 \times 980 \times (2.65 - 1.02) / (1.31 \times 10^{-2}) \times 0.0008^2 \approx 0.004389 \text{ cm/sec} \approx 15.79 \text{ cm/hr}$$

즉, 1시간에 침강되는 깊이는 15.79cm인 것이다. 예를들어 2m 높이를 가진 침전조에서의 자연침강속도는 약 12시간 30분의 시간이 소요 될 것이다.

이 입자의 침강속도를 기준으로 자연침전방식에 의한 침전조의 규격 및 기타

부대장치의 설비배치는 그림 6-2와 같다.

그림에서 1, 2, 3, 4, 5번은 침전지이며 2번 침전지는 중앙침전지로 에어리프트 펌프를 이용하여 퇴적물이 유입되는 장소로 사용되며 혼탁물을 주변의 침전지로 보내는 역할을 한다. 일차적으로 2번 침전지에 혼탁물이 유입되어 주변침전지로 연결되어 있는 배수관 높이까지 차게되면 혼탁물은 배수관을 따라 주변침전지로 흐르게 된다.

유입된 혼탁물을 2번 침전지에서 4번과 5번 침전지로 흐를 수 있도록 1번과 3번의 배수관의 밸브를 닫는다. 4번과 5번 침전지로 혼탁물이 유입되어 가득 차면 밸브를 닫고 1번과 3번의 밸브를 열어 혼탁물이 유입되도록 한다.

이렇게 배치한 이유는 바지의 안정성을 위한 배치이다. 만약 한쪽으로 혼탁물이 다량 유입되어 바지선이 전복될 수 있으므로 이를 방지하기 위한 방안이다. 1번과 3번, 4번과 5번의 용적의 합은 364m^3 로 에어리프트 펌프의 효율 $60\text{m}^3/\text{hr}$ 로 나누면 약 6시간이 소요된다. 하루 8시간 중 2시간은 준비 및 잠수부의 교대 시간으로 책정을 하고 나머지 6시간을 순수 작업시간으로 산정하였다.

전날 4번과 5번의 침전지에 혼탁물을 채운다면 이론상 수심 2m에서는 약 12시간 30분이 지나면 혼탁물의 고형물이 완전 침강이 되므로 다음날 1번과, 3번의 침전조에 혼탁물을 받을 때에 4번과 5번의 상등수를 배출하면 될 것이다.

상등수의 배출 방법은 1, 3, 4, 5번 침전조의 하단부에 배수관을 만들어 상등수는 바다로 자연 배출되도록 하였으며 침전된 고형물은 펌프를 이용하여 원심분리기로 이송하여 탈수하도록 하였다.

3. 상등수의 배출 방안

자연침전에 의한 퇴적물의 고액분리 후 상등수의 배출방법은 침전조의 상등수 배출호스의 높이와 해수면과의 수두차를 이용하여 자연배출하며 상등수의 방류지역은 조류의 흐름이 원활한 지역까지 배출호스를 길게 하여 배출하는 것이 바람직 할 것으로 사료된다.

4. 슬러지의 최종처리

고액분리된 퇴적물은 육상매립, 해상투기, 재활용 등 어떤 방법을 선택하든지 간에 처리비의 단가를 줄이기 위해서는 원심분리기를 이용하여 퇴적물의 함수율을 85%이하로 탈수를 하여 부피 및 무게를 저감한 후 컨베이어를 통하여 저류소에 보관되어진다. 원심분리기를 통한 배출수는 부유물질의 농도가 높기 때문에 원심분리기 배출수 저장탱크에 유입된 후 펌프를 이용해 주변 침전지로 다시 유입되도록 설계하였다.

최종 처리된 슬러지케익은 최근 폐기물배출해역의 오염으로 인한 적조발생 등 해양생태계 교란문제가 대두되고 있어 육상매립장에 매립 처리하는 것이 바람직한 것으로 사료되며, 재활용방안으로는 퇴비로 만드는 방법도 있으나 현실화하기 위한 보다 많은 연구와 대량화, 상용화가 이루어져야 할 것으로 사료된다.

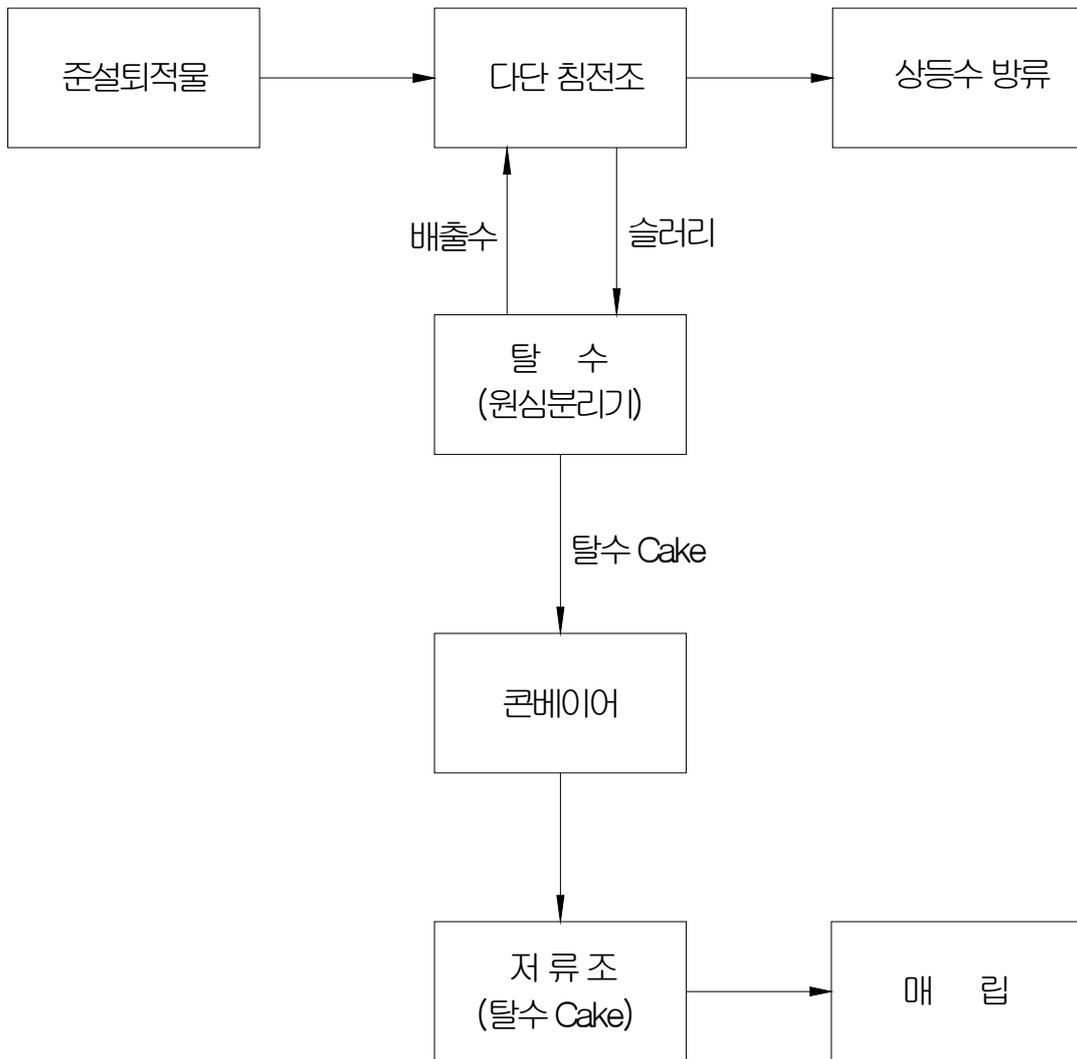


그림 6-1. 가두리 양식어장 퇴적물 처리공정 방안

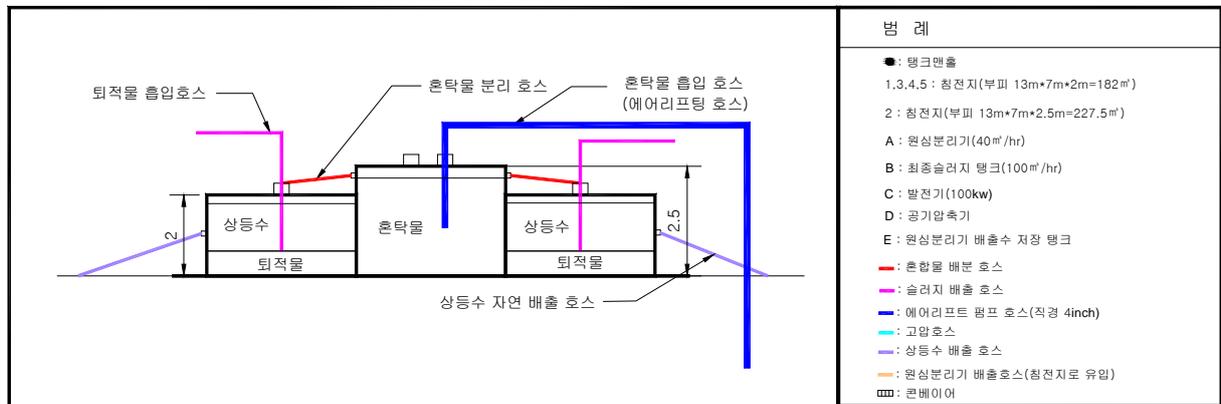
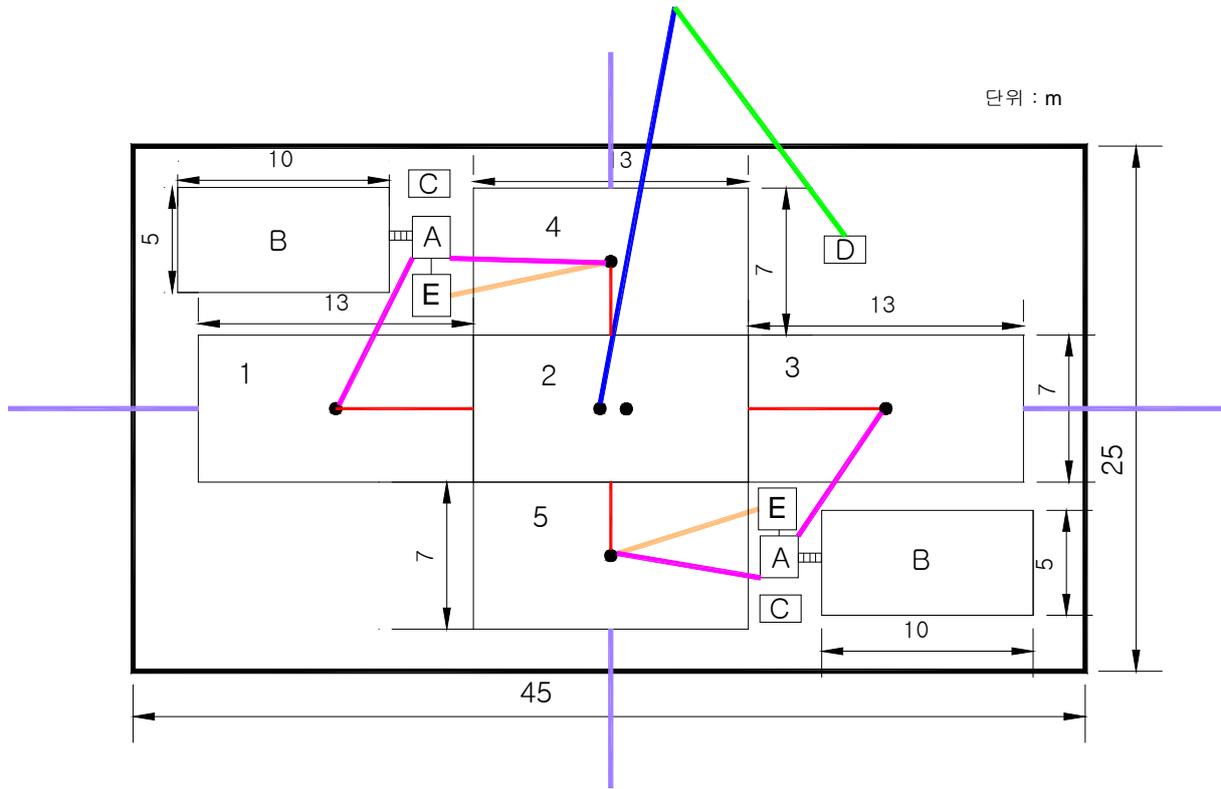


그림 6-2. 자연침전에 의한 고액분리 방안 및 바지선 설계도

제2절 가두리양식어장 정화사업비 산정

1. 가두리양식어장 정화사업비 산정

가두리양식어장을 청소하는 방법은 퇴적물을 준설한 뒤 준설한 퇴적물을 자연 침전시켜 상등수는 바다로 방류하고 가라앉은 퇴적물은 원심분리기로 탈수하여 육상매립지로 매립 처분하는 방법이다. 이에따른 가두리 양식어장 정화사업비를 산정하는 방법은 1ha당의 퇴적물량을 산정하고 이를 처리, 처분하는데 소요되는 경비를 산정하는 것이다. 경비산정에 있어 전용바지선을 만드는 건조단가는 계산되지 않았다.

가두리양식어장 1ha당 퇴적물량은 설치연도, 설치규모, 조류의 세기, 사료의 종류에 따라 다를 것이다. 해역별 퇴적물량은 기존에 조사된 연구자료가 없어 실제적으로 적용할 수 있는 자료가 부족하였다. 이에따라 기존에 연구된 단위면적당 퇴적물의 하루 또는 연간침강량을 바탕으로 퇴적물량을 산정하였으나 퇴적되어 있는 침강량이 많지 않았다. 정확한 사업비를 산정하기 위해서는 가두리양식어장의 퇴적물의 실태조사가 먼저 파악이 되어야 하겠다.

가. 퇴적물량 산정(ha 당 슬러리 인양 산정)

가두리양식어장 정화방법에 따른 사업비를 산정하기 위해서는 단위 ha당 퇴적물량을 산정하여야 한다. 가두리양식어장의 퇴적물량은 시설량, 해역환경에 따라 다르겠지만 ha당 사업비를 산정하기 위하여 기준을 정하고 사업비를 산정하였다.

1ha당 가두리양식어장 퇴적물량을 산정하는 방법은 시설면적을 계산하여야 한다. 가두리양식어장 시설설치 허용면적당 시설비율은 20%내로 제한하고 있기 때문에 최대의 시설면적은 1ha당 약 2,000m²/ha로 산정하였다.

퇴적물량의 산정방법에 있어 퇴적물의 수평적 분포를 고려하여야 한다. 기존 조사 연구된 보고에 따르면 시설면적의 가장자리에서 15~20m까지 오염되어 있는 것으로 조사되었다. 이에 따라 1ha당 사업면적을 시설면적 가장자리로부터 15m까지 정화하여야 한다는 가정으로 약 5,625m²/ha를 정화사업면적으로 책정하였다.

퇴적물의 수직분포는 기존 실태조사 파악된 문헌은 없으나 가두리양식어장의 퇴적물량을 미섭이율에 따른 고행물 침강량을 추정한 연구자료(권, 2004)에 의하면 사료의 미섭이율을 40%로 하여 연간침적되는 고행물량을 $63,401\text{kg}/8,450\text{m}^2$ 로 추정하였다. 이를 바탕으로 가두리양식어장의 퇴적물의 평균깊이를 약 8.8cm로 추정하여 준설량을 495m^3 로 산정하였다. 495m^3 은 자연상태의 퇴적되어 퇴적물량이며 이를 준설하게 되면 퇴적물과 함께 해수가 유입되어 물과 퇴적물이 합쳐진 혼합물량은 더 많게 된다. 혼합물량의 계산은 퇴적물량의 량, 펌프의 종류, 잠수사의 운용능력에 따라 다를 수 있다. 실험에 사용된 에어리프트펌프의 퇴적물과 물의 혼합비는 1 : 9로 계산되었으나 준설퇴적물량이 많으면 효율은 더 높아질 것으로 사료된다. 이에 준설되는 혼합물량은 준설퇴적물량에 10배를 곱하여 산정하여 $4,950\text{m}^3$ 로 산정하였다. 다만 퇴적물의 깊이가 8.8cm보다 깊을 경우 퇴적물과 물의 비율은 달라질 수 있다. 따라서 준설물량은 재산정하여야 한다.

(1) 해상가두리양식어장 1ha 당 시설면적 : 약 $2,000\text{m}^2/\text{ha}$ (약 가로 45m × 세로 45m)

(2) 해상가두리양식어장 1ha 당 정화 사업면적 : $75\text{m} \times 75\text{m} = 5,625\text{m}^2$

※ 해상어류가두리양식어장의 환경관리 모델링(권, 2004)에 의하면 고행물은 지형적 특징, 해수 유동 등에 차이가 있으나 가두리양식어장의 가장자리로부터 15~20m 거리 범위내에서 집중적으로 침강 퇴적되는 것으로 조사되었다. 이에 정화사업 대상을 가두리양식어장 가장자리에서 15m 지점까지 책정하였다.

(3) 해상가두리양식어장 1ha 당 퇴적물 인양물량 : $5,625\text{m}^2 \times 8.8\text{cm} = 495\text{m}^3$ (자연상태)

(∴ 1ha 당 혼합물 인양물량 : $495\text{m}^3 \times 10 = 4,950\text{m}^3$)

※ 해상어류가두리양식어장의 환경영향평가(이 등, 2004)에 의하면 유기탄소의 수직분포가 0~7cm에서 가장 높았고 퇴적물이 깊어질수록 점차 감소하여 일정 깊이 아래부터는 농도가 일정한 것으로 연구 발표

※ 권(2004)에 의하면 가두리양식어장의 퇴적물량은 사료의 미섭이율을 40%로 추정하여 연간 총고행물침강량은 $63,401\text{kg}/8,450\text{m}^2$ 로 추정하였다. 고행물의 단위중량을 $1,700\text{kg}/\text{m}^3$ (점토, 건조상태일 때의 단위 중량 $1,200\text{kg} \sim 1,700\text{kg}/\text{m}^3$)로 적용하여 계산

하면 단위면적당 고형물침전량은 부피로 환산하면 약 $0.004414\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{year}$ 추정하였다. 가두리양식어장 시설년도를 20년으로 추정하면 $0.08828\text{m}^3/\text{m}^2$ 로 계산되어진다. 즉 퇴적층의 깊이를 약 8.8cm로 추정.

※ 에어리프트펌프의 효율 측정결과 물과 슬러리 인양물량의 비 9 : 1이므로 혼합물의 인양물량은 자연상태의 물량에 10배를 곱하여 줌

나. 가두리양식어장 1ha 청소하는데 걸리는 소요 시간

가두리양식어장을 청소하는데 소요되는 시간에 있어 중요한 것은 퇴적물량과 퇴적물을 준설하는데 걸리는 시간이다. 준설하는 시간은 펌프의 종류, 펌프의 효율에 따라 다르겠지만 실험에 사용한 에어리프트펌프의 효율을 기준으로 가두리양식어장 1ha당 청소하는데 소요되는 시간을 산정하였다.

- (1) 에어리프트펌프의 인양 능력 : $60\text{m}^3/\text{hr}$ (물과 퇴적물의 혼입물량)
- (2) 에어리프트펌프의 하루 인양 물량 : $60\text{m}^3/\text{hr} \times 8\text{hr} = 480 \text{ m}^3/\text{일}$
- (3) 1ha 청소하는데 소요 시간 : $4,950\text{m}^3 / 60\text{m}^3/\text{hr} \approx 82.5\text{hr} \approx 10.3\text{일}$

다. 소요인원

소요인원은 가두리양식어장을 청소하는데 소요되는 인건비에 해당된다. 바지선은 보통선원 1명, 예인선은 고급선원 2명, 보통선원 1명으로 산정하였으며 퇴적물을 준설하는데 소요되는 인력으로는 잠수사 4인, 작업반장 1인, 펌프기사 1인, 작업보조 1인을 적용하였으며 퇴적물의 탈수를 위하여 원심분리기 기사 1명을 적용하였다.

소요인원 : 바지운용 보통선원 1명, 예인선 운용 고급선원 2명 및 보통선원 1명, 잠수사 4인 , 보통인부 4명(작업반장 1명, 펌프기사1명, 원심분리기 기사 1명, 작업보조 1명)

라. 투입장비

바지(1,000ton), 예인선(500HP), 공기압축기($10.3\text{m}^3/\text{min}$), 발전기(100kw), 건설용 펌프 6대, 에어리프트 펌프, 원심분리기 2대($40\text{m}^3/\text{hr}$)

마. 슬러리 처리비 : 55,000원/m³ (육상매립기준), 30,000원/m³ (해양투기기준)

바. 1ha 청소하는 총 소요 경비 :

육상매립시 : 70,949,000원/1ha

해양투기시 : 57,749,000원/1ha

표 6-1. 가두리 1ha 정화 사업비(육상매립시)

공종	수량	단위	계		노무비		재료비		경비	
			단가	금액	단가	금액	단가	금액	단가	금액
1. 퇴적물 준설	480	m ³	60,925	29,244,000	39,895	19,149,600	4,432	2,127,360	16,598	7,967,040
2. 순공사비				29,244,000		19,149,600		2,127,360		7,967,040
3. 간접노무비	9.7%			1,857,511	[직접노무비]의 9.7%					
4. 산재보험료	3.3%			693,235	[직접노무비 + 간접노무비]의 3.3%					
5. 고용보험료	0.68%			142,848	[직접노무비 + 간접노무비]의 0.68%					
6. 안전관리비	1.24%			263,834	[재료비 + 직접노무비]의 1.24%					
7. 기타경비	4.6%			1,064,186	[직접노무비 + 간접노무비 + 재료비]의 4.6%					
8. 순공사원가				33,265,614	[순공사비 + 간접노무비 + 산재보험료 + 고용보험료 + 기타경비]					
9. 일반관리비	4.7%			1,563,484	[순공사원가]의 4.7%					
10. 처리비	480	m ³	55,000	26,400,000						
11. 이윤	10%			3,270,174	[순공사원가 + 일반관리비 - 재료비]의 10%					
12. 부가가치세	10%			6,449,927	[8 + ~ + 11]의 10%					
도 금 액				70,949,000						

표 6-2. 가두리 1ha 정화 사업비(해상투기시)

공종	수량	단위	계		노무비		재료비		경비	
			단가	금액	단가	금액	단가	금액	단가	금액
1. 퇴적물 준설	480	m ³	60,925	29,244,000	39,895	19,149,600	4,432	2,127,360	16,598	7,967,040
2. 순공사비				29,244,000		19,149,600		2,127,360		7,967,040
3. 간접노무비	9.7%			1,857,511	[직접노무비]의 9.7%					
4. 산재보험료	3.3%			693,235	[직접노무비 + 간접노무비]의 3.3%					
5. 고용보험료	0.68%			142,848	[직접노무비 + 간접노무비]의 0.68%					
6. 안전관리비	1.24%			263,834	[재료비 + 직접노무비]의 1.24%					
7. 기타경비	4.6%			1,064,186	[직접노무비 + 간접노무비 + 재료비]의 4.6%					
8. 순공사원가				33,265,614	[순공사비 + 간접노무비 + 산재보험료 + 고용보험료 + 기타경비]					
9. 일반관리비	4.7%			1,563,484	[순공사원가]의 4.7%					
10. 처리비	480	m ³	30,000	14,400,000						
11. 이윤	10%			3,270,174	[순공사원가 + 일반관리비 - 재료비]의 10%					
12. 부가가치세	10%			5,249,927	[8 + ~ + 11]의 10%					
도 급 액				57,749,000						

표 6-3. 가두리 1ha 정화 사업 일위대가표

구 분	규격	수량	단위	계		노무비		재료비	
				단가	금액	단가	금액	단가	금액
혼입물량 4950 m3 기준									
1. 잠수사		330.0	hr	32,104	10,594,320	32,104	10,594,320		
2. 보통인부		330.0	hr	6,573	2,169,090	6,573	2,169,090		
3. 대선	1000ton	82.5	hr	88,174	7,274,355	48,740	4,021,050	-	-
4. 예선(대기)	500hp	82.5	hr	59,237	4,887,052	28,671	2,365,357	-	-
5. 건설용 펌프	6대	82.5	hr	1,464	120,780		-	-	-
6. 발전기	100kw	82.5	hr	31,439	2,593,717		-	25,787	2,127,427
7. 공기압축기	10.3m ³ /min	82.5	hr	4,864	401,280		-		-
8. 콘베이어		82.5	hr	4,864	401,280		-		-
9. 원심분리기	40m ³ /hr 2대	82.5	hr	9,728	802,560		-		-
소계					29,244,434		19,149,817		2,127,427
퇴적물량 1m ³ 당		480			60,925		39,895		4,432

제 7 장 결론 및 요약

본 과제는 가두리양식어장의 정화방법을 개발하기 위한 것으로 가두리양식어장의 어장실태조사 및 퇴적물의 적정처리 방안을 수행한 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 가두리양식어장 저질환경 실태

현재 전국의 해상가두리양식어장은 478건 1,237ha로 면허기간 10년동안 장기연작에 따른 영향으로 사료찌꺼기와 배설물로 인해 가두리 해저면에 침전물이 퇴적되어 퇴적물의 분해과정에서 빈산소현상, 악취를 유발하여 어장생산성이 저하되고 어병발생이 증가할 뿐 아니라 적조생물에 영양염을 제공한 결과가 되어 적조발생의 한요인으로도 작용한다.

퇴적물의 침적정도는 수평분포는 가두리양식어장 가장자리에서부터 15~20m까지 분포하고 수직적분포는 고형물의 침강량 조사 등 일부 조사된 바 있으나 전국적으로 조사된 자료가 없는 실정으로 전국적인 가두리양식어장의 퇴적물 실태조사 파악이 필요하겠다.

남해안 가두리양식어장의 경우 저질의 화학적산소요구량, 산취발성황화물, 강열감량의 유기오염도는 패류 및 해조류 양식어장에 비하여 높으며 일본의 수산환경수질기준 및 미국 연방환경부기준이상으로 조사되었다.

2. 퇴적물 제거방안 조사

국내에는 퇴적물에 대한 제거기준이 설정되어 있지 않고 외국의 기준을 참고하고 있는 실정이며 미국, 캐나다, 일본 등의 국가에서는 오염퇴적물 제거기준을 설정 운용하고 있다. 배출수의 허용기준은 수질환경보전법에 의한 수질환경기준 및 수질규제기준에 의거 사업장, 하수종말처리장, 폐수종말처리장의 허용기준을 제시하고 있으며, 수질환경보전법시행규칙에 수산물양식시설의 배출수수질기준을 제시

하고 있다. 국내의 퇴적물 정화기술은 형망틀에 의한 해저경운, 점토(황토) 살포, 준설, 굴폐각·생석회·수산화마그네슘 등을 이용한 퇴적물 개선이 있으며 외국의 경우에는 퇴적물을 오염시키는 원인을 차단하는 발생원 제어, 준설, 모래·백반·석회·철 등으로 복토하여 오염된 퇴적물의 영향을 저감하는 방법과, 생물정화기술을 이용하여 퇴적물내의 유해 화학물질을 처리하는 방법들이 연구되고 있다.

3. 준설퇴적물의 처리 및 처분

퇴적물처리의 방법으로는 퇴적물의 고액분리의 주목적인 전처리와 퇴적물의 유기성독성물질 및 중금속 등의 오염물질 제거를 목적으로 하는 본처리 기술로 나누면 다음과 같다.

(1) 전처리기술

(가) 약품, 영양염류, 미생물 주입

(나) 탈수(원심분리, 진공탈수, 가압여과)

(다) 입자분리(자연침전, Hydraulic Classifier, Hydrocyclone)

(2) 본처리 기술

(가) 열처리(소각, 열분해, 고압산화, 유리화)

(나) 화학처리(복합물질 형성, 화학적 산화, 화학응집 등)

(다) 추출(용매, 세척)

(라) 생물처리(Bioslurry process, 퇴비화 기법 등)

퇴적물의 처분방법으로는 해양투기, 매립, 소각, 재활용(퇴비화, 토지개량제, 콘크리트 등의 2차제품) 등이 있다.

4. 가두리양식어장 퇴적물 제거실험

경상남도 통영시 산양읍 연하리 장두도지선의 통영바다목장 가두리양식어장을 선정하여 퇴적물의 저질환경실태를 조사한 결과 퇴적물량은 168.71m^3 로 추정되었으며 퇴적물의 오염도는 기준치 이하로 조사되었다. 이는 통영바다목장의 가두리

양식어장이 위치한 수역이 조류흐름이 빠르고 동 양식어장에서는 배합사료를 사용함으로 인해 오염도가 적은 것으로 사료된다.

퇴적물의 준설실험은 에어리프트펌프를 사용하였으며 가두리 양식생물의 스트레스를 저감하기 위하여 L자형 파이프관을 사용하였다. 펌프의 효율은 1m³/min (고형물 0.1m³ : 물 0.9m³)로 조사되었으며 준설시 퇴적물의 부유는 일어나지 않았다.

퇴적물의 탈수장비(필터프레스, 원심분리기)에 의한 고액분리실험결과는 고액분리는 가능하였으나 배출수의 부유물질이 높았으며 화학적응집침전에 의한 고액분리실험결과는 고액분리 및 상등수의 탁도, 부유물질 농도, COD, T-P, T-N의 농도가 양호한 것으로 조사되었으나 화학적응집침전은 응집제의 사용에 따른 위험 부담과 비용 때문에 가두리양식어장에서 사용하기가 어려울 것으로 판단된다. 자연침전에 의한 고액분리는 50cm 메스실린더에 혼탁물을 침전시킬 경우 침전시간은 3시간정도 되었으며 이 때 상등수의 부유물질 농도, COD, T-P, T-N의 농도가 양호한 것으로 조사되었다.

표 7-1. 실험에 의한 배출수 및 상등수의 수질농도

구 분	S.S(mg/l)	COD(mg/l)	T-N(mg/l)	T-P(mg/l)
원심분리기 (혼탁물)	443	117	2.29	0.38
원심분리기 (유기응집제)	120	25	2.62	0.84
원심분리기 (고분자응집제)	82	17	2.5	0.12
필터프레스 (혼탁물)	130	54	2.5	0.34
필터프레스 (고분자응집제)	42	14	2.11	0.20
자연침전	6	14	2.03	0.59
화학응집 침전	5	17	2.10	0.15
청정지역 배출기준	40	50	40	4

5. 가두리양식어장 정화방법

가두리양식어장의 정화방법으로는 퇴적물을 준설하여 자연침전 후 상등수는 바다로 방류하고 고형물은 원심분리기로 탈수하여 함수율을 85%까지 낮추어 육상에 매립하는 것이 가장 경제적이고 친환경적인 방법으로 이에따른 정화전용선박으로는 바지선(45m×25m)을 개조하여 여러개의 침전조를 만들어 운용하는 것이 타당할 것으로 사료된다. 자연침전에 의한 1ha당 정화사업비는 70,949,000원으로 산정하였다.

6. 정책제안

가두리양식어장 정화방법개발 연구결과에 따라 정책에 반영되어야 할 사항을 다음과 같이 제안하고자 한다.

가. 가두리양식어장에 대한 정화사업 조속 실시

가두리양식어장은 장기간사용에 따른 유실된 사료 및 양식어류의 배설물 등으로 인한 자가오염이 다른 패조류양식장에 비해 높은 것으로 나타나고 있으며 남해안의 화학적산소요구량의 경우 가두리양식장의 평균값은 23.74mg/g·dry로 패류 및 해조류양식장의 평균값 17.86mg/g·dry보다 높은값으로 조사되었으며 일본 수산환경수질기준 20mg/g·dry을 초과하고 있다. 산취발성황화물의 경우에도 가두리양식어장에서는 평균 0.82mg/g·dry로 패류 및 해조류 양식어장의 평균값인 0.16mg/g·dry보다 상당히 높은 값을 보이고 있다. 이는 일본의 수산환경수질기준 0.2mg/g·dry보다도 4배정도의 높은 수치를 보이고 있다. 또한 가두리양식어장 주변은 부패성 유기오염물질과 미량금속 및 증식촉진 물질이 풍부하게 용존되어 있어 플랑크톤이 대량 번식하여 적조를 유발하게 된다. 우리나라에서는 2002년에도 유해적조가 8~9월에 남해안과 동해안에서 발생, 50일이상 지속하여 약 48억 원에 이르는 수산피해를 일으킴으로서 사회경제적으로 커다란 문제를 야기하였는데 이와같은 적조현상은 1980년대 후반부터 상습적으로 발생하고 있으며 1990년

대에는 전연안수역으로 광역화, 외연화되고 유해/유독종이 적조생물의 우점종으로 출현하고 있다. 특히 1989년부터는 유해성 고밀도적조가 어패류 대규모 폐사를 초래한 이래 1995년에는 직접적인 피해만 764억원에 이르렀으며 간접적인 피해까지를 고려한다면 적조피해는 심각한 수준에 이르고 있음에도 불구하고 가두리양식어장에 대한 저질정화가 제대로 이루어지지 않고 있어 이에대한 대책을 수립하여 정화사업을 조속히 실시하여야 한다.

나. 가두리양식어장의 퇴적물량 조사와 정화사업시 퇴적물과 배출수의 허용 기준 제정 필요

가두리양식어장의 퇴적물량은 수역별, 사료 종류별 특성에 따라 상이한 것으로 사료되고 금번 정화방법개발 연구시 활용된 경남 통영 학림의 한국해양연구원 가두리양식어장의 경우는 평균 약 6cm의 퇴적물량이 쌓인 것으로 조사되었으나 국립수산과학원에서 일부 조사된 자료에는 약 20cm로 나타나고 이론적으로는 20년 동안 양식을 실시하게 되면 사료유실량 및 배설물 등으로 인하여 약 9cm의 퇴적물량이 쌓이게 되는 것으로 나오는데 이렇게 일부의 조사자료 및 예측치만으로는 정확한 퇴적물량을 산출하기 힘들며 비공식적으로는 가두리양식어장 침적퇴적물 깊이가 45cm~1m까지 쌓여있는 것으로 알려지고 있어 오염정도가 매우 심각한 것으로 나타나고 있다. 따라서 전국적으로 산재 되어있는 가두리양식어장의 퇴적물량을 조사하여야만 가두리양식어장 정화사업비의 정확한 산출과 정화사업이 시급한 수역을 알 수 있을 것이다.

가두리양식어장을 정화할 경우 퇴적물과 배출수에 대한 허용기준이 마련되어있지 않아 실제 정화작업시 주변 양식어업인과 마찰이 우려되고 있다. 금번 연구를 어업인이 운영하는 가두리양식어장에서 실시하려고 하였으나 양식어류에 미치는 영향 등으로 난색을 표시하여 부득이 한국해양연구원 실험용가두리에서 실시하게 된 것만 보더라도 이에대한 양식어업인의 적극적 참여를 이끌어 내기 위해서라도 필요하다.

이번연구에서 퇴적물 처리방안으로 제시한 자연침전으로 나오는 배출수의 성분은 수질환경보전법상 폐수배출허용기준의 청정지역배출기준에 미달하는 것으로

나타났다.

다. 가두리양식어장 정화를 위한 전문단체의 육성

이번연구에서 가두리양식어장 1ha를 정화하는데 소요되는 비용이 슬러지의 최종처리방법을 육상매립 할 경우 약 70백만원으로 추정되었으나 이 경비에는 퇴적물 처리 등에 필요한 바지선의 비용이 빠져있는 것을 감안할 때 전용 바지선을 정부 지원으로 건조하여 이의 관리를 공공단체에서 관리·운영토록하여 전문성을 확립하는 것이 필요하다. 앞서서도 기술하였지만 가두리양식어장의 양식생물에 미치는 영향을 최소화 또는 없게 하기 위해서는 정화방법의 부단한 개발과 사명감을 가지고 하여야만 어업인과의 마찰을 피하고 소기의 성과를 거둘 수 있기 때문이다.

2004년 말 현재 전국의 가두리양식어장 478건 1,237ha에 시설되어 있는 것으로 되어있는데 정화사업시 소요되는 예산은 슬러지의 최종처리방법을 육상매립 할 경우에는 약 877억원으로 추정되었다.

라. 가두리양식어장 정화방법 확립

금번에 실시된 한국해양연구원 가두리양식어장 저면을 잠수조사한 결과 퇴적물 이외에도 혼합폐각 등 다른 폐기물 등이 혼재하는 것으로 나타났다. 이러한 현상은 다른 가두리양식어장도 마찬가지일 것으로 추정되고 있어 정화시에는 에어리프트로 수거가 되지 않는 폐그물 등 대형폐기물을 우선 수거 후에 퇴적물을 처리하여야 할 것이며 가두리양식어장 주변의 부영양화에 의한 적조유발 및 어병피해 가능성과 어민소득 등을 고려하여 정화시기도 하절기와 양식어류 출하시기를 피하여 실시하는 것이 바람직할 것으로 판단된다.

마. 가두리양식어장 퇴적물 저감방안 마련

생사료 위주의 양식은 수산자원 남획 및 오염의 원인이 되고 있으며 사료 유실(투입량의 약 20% 수준)로 인해 고형물이 침강 퇴적되어 연안어장 환경오염이 심각한 상황이다. 이에 정부에서는 가두리양식어장의 오염을 줄이고자 배합사료를

이용하는 어업인에게는 보조금을 지급하는 등 대책을 마련 시행하고 있으나 일부 어업인에게 그치고 있어 이를 전체 어류양식 어업인에게 확대 실시하도록 하여야 하며 또한 일부 양식어업인들은 배합사료의 사용을 기피하는 현상이 있는 것으로 나타나는데 이를 해소하기 위해서는 양식어류별로 면역기능과 성장속도가 빠른 환경친화적이고 경제적인 배합사료의 개발보급이 절실히 필요하다.

바. 양식어업인의 자발적인 정화사업 실시 유도

어장관리법에는 가두리양식을 하는 어업인은 가두리양식어장을 3년에 한번씩 청소를 하도록 되어 있으나 이를 지키는 어업인이 거의 없는 실정이다.

이러한 규정을 지키지 않는 것은 정화에 들어가는 비용부담 때문인 것으로 보인다. 정부에서 청소를 실시하는 어업인에 대해서는 청소비용의 일정부분을 보조해 주는 방안마련 등 메리트를 주어 동기부여를 하여야 하겠으며, 정부에서 일률적으로 정화사업 시행시에는 어업인들이 일정부분을 부담토록 하여 정화사업에 참여하도록 하여야 할 것이다. 또한 가두리양식어업인들이 정화사업에 필요로 하는 것이 무엇인지 설문조사 등을 통하여 필요한 사항을 정책에 반영시키는 것도 좋은 방법일 것이다. 더욱 필요한 것은 양식어업인들에게 정화사업의 중요성을 인식시키는 등 의식개선에도 중점을 두어야 한다.

사. 전용바지선을 국고지원으로 건조시 운영방법 등

가두리양식어장 퇴적물제거를 위한 전용바지선을 운용하게 될 경우 일반 어장정화·정비업 등록업체에서 시설건조 및 유지관리가 어려울 것으로 예상되므로 정부에서 정화전용바지선에 대해 일부 지원하여 추진하는 것이 바람직할 것으로 사료되며 가두리양식어장 정화전용바지선이 건조·운용될 경우 비영리 공공단체 등에서 관리·운영하도록 하여 어장정화사업의 효율성을 높이고 사업의 공공성을 살려 가두리양식어장 정화사업이 올바르게 정착될 수 있도록 하는 것이 바람직하다.

제 8 장 참고 문헌

- 경상남도. 2003. 2002년도 해양수산업현황. 해양수산부, 국립수산물과학원, 2002. 노후 양식어장의 효율적 저질 개선 방안 연구, 6-35
- 김동성, 최진우, 제종길, 1998. 통영 저도와 장두도 가두리 양식장 퇴적물에 있어서 오염 모니터링을 위한 중형저서생물의 군집구조. 해양수산학회지. 31(2), 217-225.
- 김영관, 오미영, 2000. 전기응집을 이용한 염색폐수의 처리. 대한환경공학회지, 22, 1429-1436.
- 과학기술부, 삼성엔지니어링(주) 2000. 하저 및 해저 퇴적층 복원처리기술개발. 42-57.
- 구리시. 하수고도처리 편람.
- 박홍식, 최진우, 이형곤, 2000. 통영인근 가두리 양식장 지역의 저서동물 군집구조. 한국수산학회지. 35(1), 1-8.
- 국립환경연구원. 1990. 팔당 상수원 보호 종합 대책에 관한 연구(Ⅲ), NIER No. 90-17-291.
- 서울특별시 한강관리사업소. 1993. 한강하류 수질보전 대책수립조사 보고서, 379-404
- 심정희, 강영철, 최진우, 1997. 남해안 통영지역 가두리양식장 해수-퇴적물 경계면에서의 chemical flux. 「바다」 한국해양학회지, 2, 151-159.
- 속초시. 1995. 청초호 퇴적물 준설사업 실시 설계 보고서.
- 이재성, 정래홍, 김기현, 권정노, 이원찬, 이필용, 구준호, 최우정, 2004. 해상 어류 가두리 양식장의 환경영양평가: I. 퇴적물 산소소모율 및 저서동물을 이용한 유기물 오염영향권 추정 및 유기탄소 순환. 「바다」 한국해양학회지, 9, 30-39.
- 이창희, 유혜진. 200. 수저퇴적물 환경기준 개발에 관한 연구. 한국환경정책·평가연구원 연구보고서.
- 이창희, 김은정. 1998. 호소 및 하천 오염퇴적물 관리방안. 한국환경정책·평가연

- 구원, 138.
- 정래홍, 임현식, 김성수, 박종수, 전경암, 이영식, 이재성, 김귀영, 고우진, 2002. 남해안 가두리 양식장 밀집해역의 대형저서동물 군집에 대한 연구. 「바다」 한국해양학회지, 235-246.
- 조규대, 1996. 이동식 가두리. 양식공학. 부경대학교 해양산업개발연구소. 태화출판사
- 해양수산부. 2002. 해양환경공정시험방법.
- 해양수산부. 2003. 2002년도 해양수산주요 통계. 53-54.
- 해양수산부(한국해양연구소), 2000. 준설토 재활용 방안 연구. 90-96
- 해양수산부(한국해양연구소), 1999. 런던협약 수용을 위한 해양배출 폐기물 관리방안 연구용역. BSPM 99038-00-1212-4, 416.
- 최동현, 한국의 오염해역준설 현황과 정책과제.
- 환경부. 2003. 수산물 양식시설 배출수 수질기준 설정 및 관리지침.
- Abramowicz, D. A. 1995. Aerobic and anaerobic PCB degradation in the environment. *Environ. Health Perspective* 103, supplement 5, 97-99.
- Andersson, G., G. Cronberg and C., Gelin. 1973. Planktonic changes following the restoration of lake Trummen, Sweden. *Ambio* 2, 44-47
- Black, Kenneth D., 2001. *Environmental Impacts of Aquaculture*. Sheffield Academic Press, 1-31.
- Brown, J.R., Gowen, R.J. and McLusky, D.S., 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 109, 39-51.
- Canizares, P., J. A. Dominguez, M. A. Rodrigo, J. Villasenor and J. Rodriguez. 1999. Effect of the current intensity in the electrochemical oxidation of aqueous phenol wastes at an activated carbon and steel anode. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 38, 3779-3785.
- Chen, G., E. A. Betterton and R. G. Arnold. 1999. Electrolytic Oxidation of trichloroethylene using a ceramic anode. *J. Applied Electrochemistry*, 29, 961-970.

- Chiang, L. C., J. E. Chang and S. C. Tseng. 1997. Electrochemical oxidation pretreatment of refractory organic pollutants. *Water Science & Technology*, 36(23).
- Chiang, Li-Choung, Juu-En Chang and Shu-chuan, Tseng. 1995b, Electrochemical treatability of refractory pollutants in landfill leachate. *Hazardous Waste & Hazardous Materials*, 12(1), 71-82.
- Chiang, Li-Choung, Juu-En Chang and Ten-Chin Wen,. 1995a. Indirect oxidation effect in electrochimical oxidation treatment of landfill leachate. *Water Research*, 29(2), 671-678.
- Chiang, L. C., Juu-Eu Chang and Ten-Chin Wen. 1995c. Electrochemical oxidation process for the treatment of Coke-plant wastewater. *Journal Environ. Sci. Health.*, A30(4), 753-771.
- Czarmetzki, L. R. and L. J. J. Janssem, 1992. Formation of hydrochlorite, chlorate and oxygen during NaCl electrolysis from alkaline solution at an RuO₂/TiO₂ anode. *J. Applied Electrochemistry*, 22, 315-324.
- Development Programme Treatment Processes. 1991. Phase 1. Summary, Conclusions and recommendations, presented to Dutch Parliament.
- Duplisea, D.E. and hargrave, B. T., 1996. Response of meiobenthic size-structure, biomass and respiration to sediment organic enrichment. *Hydrobiologia*, 339, 161-170.
- Dziewinski, J., S. Marczak, E. Nuttall and W. Smith. 1996. Electrochemical treatment of mixed and hazardous wastes. *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, 412, 509-516.
- Findlay, R.H., les Watling, 1997. Prediction of benthic impact for salmon net-pens based on the balance of benthic oxygen supply and demand. *Marine Ecology Progress Series*, 155, 147-157.
- Hale E., S. Browning, D. Browing, M. Herrenkohl, K. LeProwse, E. Nelson, B. Parry. 1994. On-scene coordinador's report, East Harbor operable unit

removal action. Wyckoff Harbour Superfund Site, Brainbridge Island, Washington, ES Environmental Protection Agency and Army Corps of Engineers, Seattle, Washington.

Hanson, M. J., H. G., Stefan. 1984. Shallow lake water quality improvement by dredging, In: Lake and Reservoir Management: Practical Applications, Proc. 4th annual Conf. Int. Symp. Lake watershed Management, North American Lake Management Society.

Irvine, K. N., I. G. Droppo, T. P. Murphy and A. Lawson. 1997. Sediment resuspension and dissolved oxygen levels associated with ship traffic: implications for habitat remediation. *Waterpoll. Res. J. Canada*, 32(4), 421 ~ 437.

Krishnan, R., H. W. Parker and R. W. Tock. 1995. Electrode assisted soil washing. *J. Hazardous Materials*, 48, 111- 119.

Lee, W. J. and S. I. Pyun. 1999 Effects of hydroxide ion addition on anodic dissolution of pure aluminium in chloride ion-containing solution, *Electrochimica Acta*, 44, 4041-4049.

Mohan R. K., M. P. Brown and C. R. Barnes. 2000. Design criteria and theoretical basis for capping contaminated marine sediments. *Applied Ocean Research*. 22, 85-93.

Murphy T. P. and E. E. Prepas. 1990. Lime treatment of hardwater lakes to reduce eutrophication. *Veth. Internat. Verein Limnol.*, 24, 327-334.

Murphy T. P., K. G. Hall and T. G. Northcote, 1988. Lime treatment of a hardwater lake to reduce eutrophication. *Lake and Reservoir Mgmt*, 42, 51-62.

Murphy T. P., A. Lawson, M. Kumagai and J. Babin. 1999. Review of emerging issues in sediment treatment. *aquatic Ecosystem Health and Management*, 2(4), 419-434.

Pearson, T. H. and R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to

- organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 16, 229–311.
- Pearson, T. H., J.S Gray and P. J. Johanneson, 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 2. Data analyses. *Marine Ecology Progress Series*. 12, 237–235
- Prepas E. E, T. P. Murphy, J. M. Crosby, D. T. Walty, J. T. Lim, J. Babin and P. A. Chambers. 1990. Reduction of phosphorus and chlorophyll a concentrations following CaCO_3 and Ca(OH)_2 additions to hypertrophic figure. Eight Lake, Alberta. *Environ. Sci. Tech.*, 24, 1252–1258.
- Seech, A., B. O'Neil, and L. A. Comacchio. 1993. Bioremediation of sediments contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs). In: *Proceedings of the workshop on the removal and treatment of contaminated sediments*. Environment Canada's Great Lakes Cleanup Fund, Wasterwater Technology Centre, Burlington, Ontario.
- Smith, D. J. T. and R. M. Harrison. 1996. Concentrations, trends and vehicle source profile of polynuclear aromatic hydrocarbons in th U.K. atmosphere. *Atmospheric Environment*, 30(14), 2513–2525.
- Stern E. A., K. R. Donato, N. L. Clesceri, K. W. Jones. 1998. Integrated sediment decontamination for the New York/New Jersey harbor. EPA, National conference on management and treatment of contaminated sediments. EPA/625/R-98/001. 144PP.
- U.S.EPA, Remediation of Contaminated Sediments, EPA/625/6-91-028(1991).
- Van Arkel, G. J. 1993. Long-term sediment modeling in Hamilton Harbor, M. Sc Thesis, Civil Engineering, McMaster University, Ontario, Canada.
- Vijayaraghavan, K., T. K. Ramanujam and N. Balasubramanian. 1998. IN suit hypochlorous acid generation for treatment of tannery wastewaters. *J. Env. Eng.*, 9, 887–891.

- Westrich, Joseph T. and Robert A. Berner, 1984. The role of sedimentary organic matter in bacterial sulfate reduction; The G model tested. *Limnology and Oceanography*, 29(2), 236-249.
- Weston, D. P., 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an enrichment gradient. *Marine Ecology sSeries*, 61, 233-244.
- Wilson, S. C., and K. C. Jones. 1993. Bioremediation of soil contaminated with aromatic hydrocarbon (PAHs); A review. *Environ. Pollut.* 80, 229-249.

주 의

1. 이 보고서는 해양수산부에서 시행한 해양수산연구개발사업의 연구보고서입니다.
2. 이 보고서 내용을 발표할 때에는 반드시 해양수산부에서 시행한 해양수산연구개발사업의 연구결과임을 밝혀야 합니다.
3. 국가과학기술 기밀유지에 필요한 내용은 대외적으로 발표 또는 공개하여서는 아니됩니다.
4. 이 보고서와 관련된 문의사항은 해양수산부 양식개발과 (전화02-3674-6964)로 하시면 됩니다.