

연안 하구역 내의 비점오염부하량 산정을 위한 수학적모델의 적용

안종호[†]

한국환경정책·평가연구원 물순환연구실

A Mathematical Framework for Estimating Non-point Waste Load at Enclosed Beaches

Jong Ho Ahn[†]

Division of Water and Environment, Korea Environment Institute

(Received 24 September 2009, Revised 3 November 2009, Accepted 13 November 2009)

Abstract

Beaches in estuaries, bays, and harbors are frequently contaminated with indicators of human pathogens such as fecal indicator bacteria. Tracking down the sources of contamination at these enclosed beaches is complicated by the many point and non-point sources that could potentially degrade water quality along the shore. A mathematical framework was developed to test quantitative relationships between fecal indicator bacteria concentration in ankle depth water at enclosed beaches, the loading rate of fecal indicator bacteria from non-point sources located along the shore, physical characteristics of the beach that affect the transport of fecal indicator bacteria across the beach boundary layer, and a background concentration of fecal indicator bacteria attributable to point sources of fecal pollution that impact water quality over a large region of the embayment. Field measurements of fecal indicator bacteria concentrations and water turbulence at an enclosed beach were generally consistent with predictions and assumptions of the mathematical model, and demonstrated its utility for assessing waste load of non-point sources, such as runoff, bather shedding, bird droppings, and tidal washing of contaminated sediments.

keywords : Enclosed beaches, Fecal indicator bacteria, Non-point waste load, Tidal embayments

1. 서론

연안 하구는 외해로부터의 파고와 강한 조류의 흐름으로부터 보호되어 친수레저공간으로 인기가 높아지면서, 주변 환경의 난개발과 급속히 증가되는 이용자들로 인한 수질오염에 대한 관심이 증가된다. 특히, 조수영향을 받는 연안환경(하구 또는 만) 내의 해수욕장과 같이 얇은 수심지역 내에서 오염물질 유입에 대한 문제점이 제기되어 왔다(강시환 등, 2001; 김도희, 2007; 김양기 등, 2007; 최계운 등, 2008). 그동안 이러한 연안환경의 얇은 수심지역 내에서 시공간에 걸친 수질영향에 대한 연구는 인근 하수처리 유출수 등과 같은 점오염원 유출에 의한 연안환경의 수질영향평가가 대부분으로(강윤호와 이우범, 2000; 이대인과 박청길, 2002) 비점오염원에 대한 오염부하량 산정에 관한 연구는 미흡하다. 특히, 일반적으로 해수욕장의 수영 가능한 수질을 나타내는 지표로 분원성 박테리아가 사용되고 있지만 그 종류가 다양하고 산발적으로 발생하는 비점오염원의 유입, 그리고 박테리아들의 사멸, 성장, 이동에 대한 해변지역의 복잡한 시공간적 변화 등에 의해 그 오염물질의 부하량 산정에 많은 어려움이 있다. 따라서 본 연구에서는 연안 하구역 내 해수욕장의 얇은 수심지역의 다양한 오염원을 갖는 분

원성 박테리아 비점오염물질의 부하량 산정에 관한 수학적 해변경계 모델을 제시하고, 현장실험에 의한 모델검증을 통해 인근지역으로부터 유입되는 비점오염부하량 산정과 수질 변화를 예측하고자 한다.

2. 연구방법

2.1. 수학적 모델

조수영향을 받는 반폐쇄지역(연안 하구 또는 만) 내의 해수욕장과 같이 얇은 수심의 해변지역 내에서 오염물질의 변화에 대한 수학적 모델이 개발되었다(Fig. 1). 이를 위해 다양한 오염원들의 시공간적으로 미치는 수질영향을 개별적으로 구분하여 표현되었다. 본 모델에서는 주요 점오염원의 영향은 그 발생원의 위치와 오염부하량의 유입시기, 조수에 의한 혼합시기 등에 따라 변화되는 하나의 배경농도($C_{background}$)로서 가정하였다. 특정한 지역의 배경농도의 크기는 인접한 보다 깊은 수심지역의 농도를 측정하거나 하구지역의 오염물질 부하율, 조수의 희석효과, 확산 및 생물학적 반응 등을 고려한 오염물질의 이동특성에 대한 수치모델링에 의해 결정할 수 있다. 본 연구와 같이 일반적인 해수욕장의 배경농도는 해변 인근의 얇은 수심지역내의 수질에 미치는 영향은 미미하므로 $C_{background} \approx 0$ 으로 가정하였다.

[†] To whom correspondence should be addressed.
ahnjh@kei.re.kr

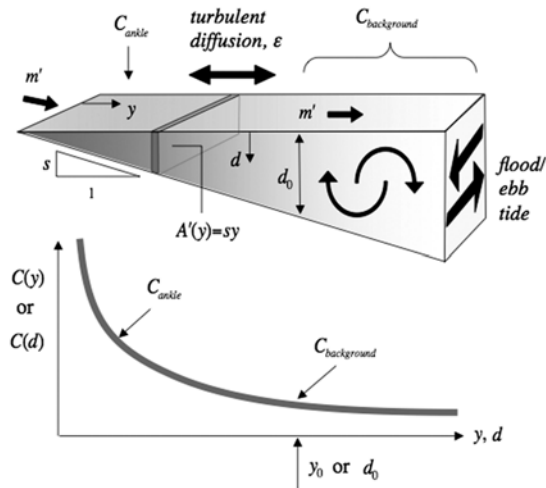


Fig. 1. Conceptual model for water quality in ankle depth waters at an enclosed beach.

한편, 해변지역 비점오염원의 유입은 해변길이에 대한 시간당 오염부하량(m')으로 정의되며, 해수욕장 위치와 조수 간만의 시간적인 변화 등에 따라 변화된다. 만약 오염물질이 대장균과 같은 박테리아인 경우 비점오염 부하량(m')은 식 (1)과 같이 지표유출수(m'_{runoff}), 해수욕장이용자(m'_{bather}), 조류배설물(m'_{birds}), 오염된 퇴적물(m'_{seeds}) 등에 의한 오염부하량의 합으로 표현될 수 있다.

$$m' = m'_{runoff} + m'_{bather} + m'_{birds} + m'_{seeds} \quad (1)$$

얕은 수심지역내의 농도는 전체 비점오염원 부하량(m')과 오염물질이 하구의 깊은 수심 속으로 이동되어 희석되는 희석율의 균형에 의해 결정된다. 그 희석율은 확산식에 의해 다음과 같이 표현된다.

$$m' = -\varepsilon A'(y) \frac{dC}{dy} \quad (2)$$

위 식 (2)에서 ε 는 난류확산계수, $A'(y)$ 는 해변길이당 오염물질이 해변으로부터 깊은 수심방향(y)으로 확산되는 단면적으로 해수면 바닥의 기울기(s)에 대하여 면적은 $A'(y) = sy$ 로 표현될 수 있다(Fig. 1). s 와 ε 가 모두 상수로 가정하면, 식 (2)는 해변으로부터 거리 y (식 (3a)) 또는 수심 d (식 (3b))으로 표현된다.

$$C(y) = \begin{cases} C_{background} - \frac{m'}{s\varepsilon} \ln(y/y_0), & y \leq y_0 \\ C_{background}, & y > y_0 \end{cases} \quad (3a)$$

$$C(d) = \begin{cases} C_{background} - \frac{m'}{s\varepsilon} \ln(d/d_0), & d \leq d_0 \\ C_{background}, & d > d_0 \end{cases} \quad (3b)$$

따라서 Fig. 1에 나타난 바와 같이, 오염물질의 농도는 y 또는 d 방향으로 한계거리(y_0) 또는 한계수심(d_0)에 도달하기까지 지수적으로 감소하게 되고, y_0 또는 d_0 를 초과하게 되면 비점오염원으로부터 발생하는 오염물질은 완전 희석되어 사라지게 되어 그 오염물질 농도는 배경농도와 같아지게 된다($C(y > y_0) = C(d > d_0) = C_{background}$).

위의 모델을 위해 다음과 같은 가정이 성립되었다: (1) 해변 비점오염원으로부터 발생하는 오염물질은 1차원 난류확산에 의해 경계구역 내에서 이동된다(식 (2)), (2) 오염물질이 해변경계구역 내에서 확산되는 상대적으로 짧은 기간에 걸쳐 오염물질의 비보존성 반응(사멸, 재성장, 침전 등)은 무시될 수 있다, (3) 해변경계구역 내 오염물질의 y 방향의 이동은 준정상상태이다. 따라서 해변경계구역 내 오염물질의 농도곡선은 전체 비점오염원 오염부하량(m') 또는 배경농도($C_{background}$)가 변화된 후 빠르게 재평형 상태에 도달한다.

2.2. 현장실험

2.2.1. 박테리아 농도변화 측정

위의 해변경계모델의 검증과 오염부하량 산정방법으로서의 적용가능성을 평가하기 위해 미국 캘리포니아주 남부 해안지역의 뉴포트만 공공 해수욕장에서 현장실험이 실시되었다. 대상지역의 기후는 온난한 지중해성 날씨로 강우유출은 우기인 겨울과 봄에만 집중되어 발생되고, 건기인 여름과 가을에는 거의 발생되지 않는다. 뉴포트만은 친수레크레이션과 수상레저활동이 활발한 지역으로 지표유출수, 해수욕장이용자, 조류배설물, 오염된 퇴적물부상 등 다양한 비점오염원으로부터 위협받고 있으며, 특히 분원성 박테리아의 오염원은 우기 시에는 상류 소하천의 유입과 건기 시 비점오염원의 유입에 의한 것으로 알려졌다(Pednekar et al., 2005).

오염물질로서 장구균(enterococci) 박테리아를 대상으로 농도변화가 해변으로부터 깊은 수심방향(cross-shore)을 따라 어떻게 변화하는지 살펴보기 위해 해수욕장에 위치한 선착장을 따라 9개의 일련된 위치에서 24시간에 걸쳐 4회(6:00, 12:00, 17:00, 22:00)에 걸쳐 시료가 채취되었다(Fig. 2). 시료는 멸균된 polypropylene 병과 Van Doren병을 이용하여 각각 해수표면과 바닥 두곳에서 채수하여 6시간 이내에 IDEXX Enterolert법(IDEXX, Westbrook, ME)을 이용하여 박테리아 농도를 측정하였다.

2.2.2. 난류혼합 측정

정상상태의 난류상태를 알아보기 위해 Acoustic Doppler Velocimeter (ADV) (SonTek/YSI, Inc., San Diego, CA)가 선착장의 한 지점에 설치되었다(site S6, Fig. 2). ADV는 3개의 측정 tip 아래 5 cm 떨어진 작은 탐지영역 내의 종, 횡, 연직의 세방향에 일치하는 3개의 속도요소들 (U, V, W)을 측정하며(Czernuszenko and Holley, 2007), 바닥으로부터 대략 25 cm 위에 탐지영역이 위치하도록 설치하여 10분 동안 25 Hz으로 총 5회(10:30, 12:30, 15:00, 17:00, and 22:00)에 걸쳐 반복적으로 유속을 측정하였다. 또한 난류에 의한 오염물질의 이동예측을 위한 확산 모델식의 적용이

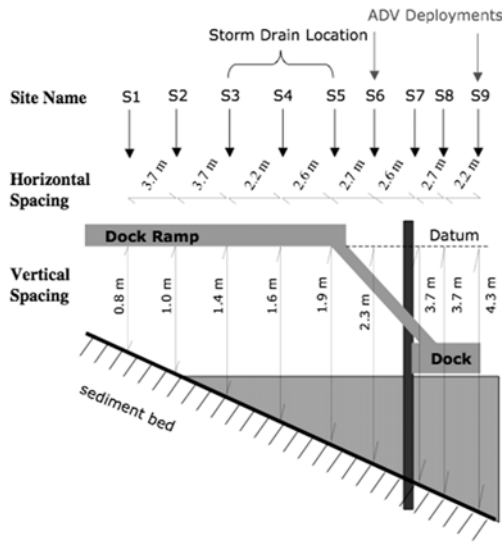


Fig. 2. Photograph and schematic diagram of dock where field measurements were carried out.

유효한지를 평가하기 위해 생산된 3차원 유속측정 결과를 통해 난류강도(I), Lagrangian 시간척도(T), Lagrangian 거리척도(L), 난류확산계수($\epsilon = LI$) 등의 난류인자들이 다음과 같이 평가되었다.

속도변화 요소(v)는 평균속도(\bar{V})와 순간속도(V)와의 차이에 의해 계산된다.

$$v = V - \bar{V} \tag{4}$$

난류강도(I)는 속도변화 요소(v)의 표준편차에 대한 이중근으로 계산된다.

$$I = \sqrt{v^2} = \left[\frac{1}{N} \sum_{k=1}^N v^2(k\Delta t) \right]^{1/2} \tag{5}$$

여기서, N 은 각각 ADV에 의해 측정된 속도요소들의 총수 ($N = 15,000$)이고, 측정간격 Δt 는 1/25초가 적용되었다. Lagrangian 시간척도(T)가 다음과 같이 계산되었다.

$$T = \int_0^{\infty} r_E(\Delta t) d(\Delta t) \tag{6}$$

여기서, r_E 는 자동상관계수를 나타낸다.

$$r_E(\Delta t) = \frac{v(t)v(t+\Delta t)}{v^2} \tag{7}$$

또한, Lagrangian 거리척도(L), 난류확산계수(ϵ)가 난류강도(I)와 Lagrangian 시간척도(T)의 값으로부터 다음과 같이 산정될 수 있다(Fischer et al., 1979).

$$L = \sqrt{v^2 T^2} \tag{8}$$

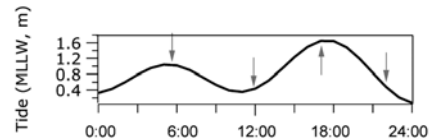
$$\epsilon = L \sqrt{v^2} \tag{9}$$

Lagrangian 거리척도는 초기 속도의 기억이 상실되기 전까지 유체입자가 이동하는 거리로서 확산 모델식의 적용이 유효하기 위해서는 현장 실험에서 측정된 거리척도(해변경계지역의 폭)가 Lagrangian 거리척도보다 커야 한다(Fig 1).

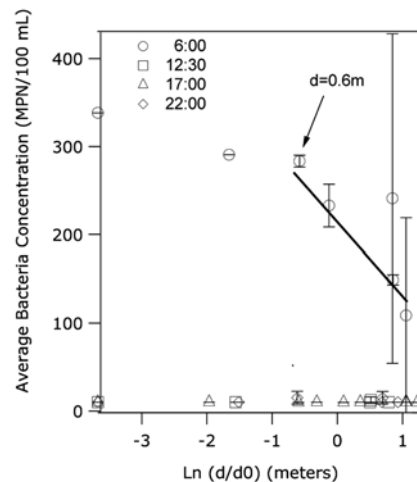
3. 결과 및 고찰

3.1. 박테리아 농도변화

현장 실험을 통해 측정된 박테리아의 시간에 따른 농도변화가 Fig. 3에 나타내었다. 박테리아 농도는 오전 6시의 경우를 제외하고는 해수욕장 수질기준인 104 MPN/100 mL를 초과하지 않았다. 오전 6시의 경우에는 해변경계지역에서의 박테리아 농도가 수심이 0.6 m보다 더 깊은 경우 식 (3b)에서와 같이 $\ln(d)$ 에 직선적으로 저하되는 것으로 나타난다. $d \geq 0.6$ m 조건에서 $\ln(d)$ 에 대한 박테리아 농도 회귀분석결과 기울기가 $m/s\epsilon = 93 \pm 6$ MPN/100 mL로 산정되었다.



(a) Tide level during the four sampling events



(b) Bacteria concentration plotted against water depth

Fig. 3. Field test of the beach boundary model at an enclosed beach. (a) Tide level during the four sampling events, (b) Bacteria concentration plotted against water depth.

3.2. 박테리아 난류혼합

해변경계지역에서 해변으로부터 깊은 수심방향(y)으로 난류혼합 특성을 살펴보기 위해 고주파수의 ADV 측정이 이루어졌다. 난류강도(I), Lagrangian 시간척도(T), Lagrangian 거리척도(L), 난류확산계수($\varepsilon = LI$) 등을 포함한 난류인자들에 대한 각 ADV 측정결과를 Table 1에 제시하였다. 5번의 ADV 측정 중 4번의 결과에서 유속측정시간 보다 더 긴 Lagrangian 시간척도($T > 10$ 분)을 나타냈다. 이 경우에 ADV 기록이 인근 배들의 통과에 따른 ADV의 전기적 또는 기계적 간섭(Chanson et al., 2005)에 의한 것으로 보고 향후 결과분석에서 제외하였다. 따라서 $T > 10$ 분인 경우에 대해서만 Table 1에 나타내었다. 측정된 평균 난류강도 (I)는 1.5 ± 0.2 cm/s로서 인근지역의 기존의 측정결과와 비슷한 결과를 나타내었고($I = 2$ cm/s, Bogucki et al., 2005), 난류강도(I)와 Lagrangian 거리척도(L)로부터 산정된 난류확산계수(ε)는 0.04 ± 0.04 m²/s 로 나타났다.

3.3. 비점오염원과 부하량 할당

해변길이당 전체 비점오염부하량(m')은 Fig. 2의 직선 기울기($m'/s\varepsilon = 93 \pm 6$ MPN/100 mL), 해변바닥의 기울기($s = 0.13 \pm 0.08$), 난류확산계수($\varepsilon = 0.04$ m²/s)로부터 3×10^7 MPN/hour/m로 평가되었다. 따라서, 오전 6 시경의 시료채취 동안 1m의 해변에 걸쳐 매시간 대략 3,000만개의 박테리아가 유입되는 것으로 평가되었다. 박테리아 농도경사가 해변에서 깊은 수심지역으로 저하되는 조건 속에서 지표유출수(m'_{runoff}), 해수욕장이용자(m'_{bather}), 조류배설물(m'_{birds}), 오염된 퇴적물(m'_{seeds}), 얇은 지하수 배출(m'_{gw}) 등 다양한 비점오염원으로부터 발생된다.

대상지역의 S3과 S5 사이에 직접적인 방류가 이루어지는 지표유출수는 비록 건기임에도 불구하고 이른 아침 자동관개용수의 사용에 의해 측정되는 최소한 박테리아 농도 증가요인이 될 수 있다. 관할 시에서 대상지역으로 배출되는 건기시의 지표유출수를 측정한 결과 박테리아 농도가 5,000 MPN/100 mL, 전형적인 배수유량이 약 0.17 m³/day로서 만약 지표유출수가 1 m의 해변을 오염한다고 가정하고 하루 전체의 발생량이 이른 아침 1시간 내에 발생한다고 가정하면, 지표유출수가 해변경계지역에서 측정된 박테리아 부하에 대한 유일한 오염원이라고 하기에는 무리가 있다. 하지만, 본 계산에 기초하여 지표유출수는 해수욕장의 수질에 미치는 하나의 주 오염원으로서 배제될 수는 없다.

해수욕장 이용자의 오염부하량을 한 사람당 300,000개의 박테리아(Elmir et al., 2007)으로 가정할 경우, 예측된 비점오염 부하량은 $m' = 3 \times 10^7$ 박테리아/hour/m로서 대략 100명의 새로운 이용자가 매시간 1 m의 해변에 걸쳐 물속에서 수영하는 것과 동일하다. 하지만 현장 실험하는 동안 해수욕장이용자는 관찰되지 않았기 때문에 해변경계지역에서 박테리아 부하증가의 원인으로서 배제되었다.

대상지역에서 수거하여 측정된 조류배설물의 오염부하는 4×10^8 에서 1×10^{10} 박테리아/g으로, 만약 조류의 배설물이 자정 때의 간조(low tide) 동안 침적되었다가 창조(flood tide)

에 의해 부상하여 약 6시간 동안 지속된다면, 조류배설물의 매우 적은 양(0.02~0.45 g/m)이 위의 오염부하율($m' = 3 \times 10^7$ 박테리아/hour/m)을 생산하기 위해 필요하다. 따라서 침적된 조류배설물이 박테리아 농도증가의 하나의 주 오염원으로 볼 수 있다.

한편, 조석영향을 받는 해변 퇴적물 내에 박테리아 성장이 주요 오염원으로서 알려져 왔다(Ferguson et al., 2005). Trigonometry의 조석간만차($\eta_r = 1$ m)와 해수욕장 바닥기울기($s = 0.13$)에 대해 조석영향지역의 깊은 수심방향으로의 길이는 $\eta_r/\sin[\tan^{-1}s] = 7.8$ m을 가진다. 만약, 조석변화에 의한 약 1 cm 정도의 퇴적물이 세척된다고 가정하면, 이 조석변화에 따른 퇴적물 세척효과는 퇴적물의 난류 부상 또는 박테리아를 함유한 공극수의 부유성 전도 등과 같은 다른 프로세스에 의해 발생할 수 있다. 각 창조 때 해변 1 m의 길이당 퇴적물 부피($V'_{sed} = d_w \eta_r / \sin[\tan^{-1}s]$) 8×10^4 cm³를 세척할 수 있다. 이는 특정된 퇴적물 공극(ϕ)과 밀도(ρ_{sand})를 각각 0.33과 1.8 g/cm³로부터 중량으로 계산하면 퇴적물량($\rho_{sand} V'_{sed} (1 - \phi)$)은 1×10^5 g/m에 해당한다. 창조가 발생하는 시간($T_F \approx 6$ hours)과 조석에 의해 세척된 퇴적물의 양(1×10^5 g/m)으로 박테리아 부하율(m')을 나누면, 10 g의 퇴적물당 박테리아는 5×10^2 로 평가된다. 이 농도는 기존의 조석변화 시점의 측정된 값의 70~90%에 해당하는 값이다. 따라서 해변 경계지역내의 오염부하량 증가 원인으로 조수에 의한 퇴적물 내 박테리아의 세척효과를 또한 배제될 수 없다.

이상 위의 부하량 할당에 산정에서 해수욕장이용자의 부하량 배출과 바닷가로 밀려온 해초들에 의한 오염원은 배제되었다. 건기시의 지표유출수, 조류배설물, 오염퇴적물로부터의 유출 등에 의한 오염부하량은 해변경계지역에서 깊은 수심방향으로의 박테리아 농도변화로부터 평가할 있으며, 지표유출수의 경우 0.75×10^7 박테리아/hour/m로서 예측된 오염부하량의 1~2 order범위 내에서 일치하는 것으로 나타났다. 특히 조류 등으로부터의 배설물에 의한 오염은 주요 원인이 될 수 있다. 저수위 동안의 조류배설물의 퇴적은 현장조사에서 평가된 오염부하량과 동일하거나 또는 초과 발생시키는 데 충분하리라 판단된다. 따라서 위의 세계의 비점오염원들 모두 정도에 차이가 있으나 대상지역의 오염부하량 증가의 주요원인으로 나타났다.

3.4. 해변경계모델의 가정에 대한 평가

확산식을 이용한 해변경계지역에 걸친 오염물질의 이동 특성의 모의를 위해 ADV 측정결과로부터 평가된 난류인자들의 크기에 근거한 여러 주요 가정들이 사용되었다. 위의 가정의 성립을 위해서는 해변경계지역의 폭이 Lagrangian 길이척도(L)보다 커야 한다($y_0 > \sqrt{2}L$). ADV data로부터 계산된 L 의 값은 2.8 ± 2.5 m로서(Table 1), 해변경계지역의 폭($y_0 \approx 10$ to 15 m)의 1/3보다 작으므로, 위의 조건은 해변경계지역 내 오염물질을 예측할 수 있는 조건을 전반적으로 만족하는 것으로 나타났다. 해변경계지역 내 난류확산이동의 시간척도 오염부하량 또는 배경농도변화에

Table 1. Turbulence parameters measured by ADV at site S6

Time	Water depth (m)	Turbulent intensity I (cm/sec)	Lagrangian length scale L (m)	Lagrangian time scale T (min.)	Turbulent diffusion coefficient ϵ (m^2/sec)
10:30	0.24	1.8	1.3	1.3	0.03
12:30	0.21	1.3	3.4	4.4	0.04
17:00	1.42	1.6	6.1	6.5	0.10
22:00	0.54	1.3	0.5	0.6	0.01
Ave. (s.d.)	0.64 (0.49)	1.5 (0.2)	2.8 (2.5)	3.2 (2.8)	0.04 (0.04)

대한 시간척도보다 짧아 수질에 대해 대한 정상상태로 볼 수 있다. 해변경계지역 내 난류확산에 의한 오염물질이 이동하는 데 걸리는 시간(τ)은 대략 94분으로 나타났다 ($\tau \approx y_0^2 / \epsilon$, $\epsilon = 0.04 m^2/s$, $y_0 \approx 15 m$). 따라서 해변경계지역 내 농도 변화율은 박테리아 오염부하율(m') 또는 배경농도 ($C_{background}$) 변화가 8분보다 긴 시간척도에 걸쳐 변화된다면 그 변화율은 오염부하율 또는 배경농도 변화 후에 재빨리 평형에 도달할 것이다. 결국 박테리아는 해변경계지역 내 확산되기 위해 94분에 걸쳐 성장, 사멸, 침전하지 말아야 한다.

4. 결론

이상과 같이 해변경계지역 내에 확산모델식을 이용한 비점오염원 부하량 산정 및 수질예측에 대한 수확모델이 연안 하구역내 해수욕장과 같은 얇은 수심지역에 적용되었다. 얇은 수심지역의 수질개선을 위해서는 (1) 점오염원으로부터 발생하는 배경농도 저감, (2) 모든 비점오염원으로부터 발생하는 오염부하량의 감소, (3) 해변 바닥의 기울기의 증대, (4) 해변경계지역 내 인위적 혼합장치 등의 설치에 의한 난류확산율의 증가 등이 고려될 수 있다. 특히, 단순화된 해변경계 모델로부터 이러한 저감방안을 통한 최적운영 기법(best management practice, or BMP)에 대한 정량적 수질 평가방법으로서 사용될 수 있다. 한편, 비록 위의 단순화된 수학적 모델식의 형태가 합리적 예측을 한다고 하더라도 수심변화에 대해 오염물질이 매우 민감하게 예측되는 것에 주목해야 하며, 해변경계식은 복잡한 혼합지역에 대한 공학적 해석으로서 그 적용은 현장실현에 근거한 평가가 되어야 한다.

참고문헌

강시환, 박연숙, 김상익(2001). 속초 해양방류 하폐수의 혼합구역에 대한 특성분석. *한국해양환경학회지*, **13**(3), pp. 245-253.
 강윤호, 이우범(2000). 방류수에 오염된 해수욕장의 질병위험지도 모델링. *수질보전 한국물환경학회지*, **16**(2), pp.

179-189.
 김도희(2007). 건기와 우기의 화원면 주변 해역의 수질 비교. *추계학술대회 논문집*, 한국해양환경공학회, pp. 234-244.
 김양기, 이중기, 하훈, 이호범, 박찬호, 박혜영, 박송인(2007). 전라남도 해수욕장 수질관리에 관한 연구. *환경공동학술대회 논문집*, 대한환경공학회·한국대기환경학회·한국폐기물학회, pp. 1917-1924.
 이대인, 박정길(2002). 낙동강 하구해역의 동계 수질모델링. *수질보전 한국물환경학회지*, **18**(5), pp. 449-460.
 최계운, 변성준, 김종영(2008). 강우유출수의 유입에 의한 해안지역 수질변화에 관한 수치연구. *학술발표회 논문집*, 한국수자원학회, pp. 1644-1648.
 Bogucki, D. J., Jones, B. H., and Carr, M. E. (2005). Remote measurements of horizontal eddy diffusivity. *J. Atmospheric and Oceanic Technol.*, **22**, pp. 1373-1380.
 Chanson, H., Brown, R., Ferris, J., Ramsay, I., and Warburton, K. (2005). Preliminary Measurements of turbulence and Environmental parameters in a sub-tropical estuary of Eastern Australia. *Environ. Fluid Mechanics*, **5**, pp. 553-575.
 Czernuszenko, W. and Holley, E. R. (2007). Open-Channel Turbulence Measurements with a Three-Component Acoustic Doppler Velocimeter. *Publs. Inst. Geophys. Pol. Acad. Sc.*, E-7(401), pp. 49-79.
 Elmir, S. M., Wright, M. E., Abdelzاهر, A., Solo-Gabriele, H. M., Fleming, L. E., Miller, G., Rybolowik, M., Shih, M. P., Pillai, S. P., Cooper, J. A., and Quay, E. A. (2007). Quantitative evaluation of bacteria released by bathers in a marine water. *Water Research*, **41**, pp. 3-10.
 Ferguson, D. M., Moore, D. F., Getrich, M. A. G., and Zhouandai, M. (2005). Enumeration and speciation of enterococci found in marine and intertidal sediments and coastal water in southern California. *J. Appl. Microbiol.*, **99**, pp. 598-608.
 Fischer, H. B., List, E. J., Koh, R. C. Y., Imberger, J., and Brooks, N. H. (1979). *Mixing in Inland and Coastal Waters*, Academic Press, San Diego.
 Pednekar, A. M., Grant, S. B., Jeong, Y., Poon, Y., and Oancea, C. (2005). Influence of climate change, tidal mixing and watershed urbanization on historical water quality in Newport Bay, a saltwater wetland and tidal embayment in southern California. *Environmental Science and Technology*, **39**, pp. 9071-9082.