수산학석사 학위논문

플라스틱 봉지를 이용한 이스라엘 계통 잉어(*Cyprinus carpio*) 운반 시 시간에 따른 암모니아와 이산화탄소의 급성독성

2006년 2월

부경대학교 대학원

수산생물학과

손 지 형

수산학석사 학위논문

플라스틱 봉지를 이용한 이스라엘 계통 잉어(*Cyprinus carpio*) 운반 시 시간에 따른 암모니아와 이산화탄소의 급성독성

지도교수 조 재 윤

이 논문을 석사 학위논문으로 제출함.

2006년 2월

부경대학교 대학원

수산생물학과

손 지 형

손지형의 수산학석사 학위논문을
인준함.

2005년 12월 일

주 심 농학박사 장 영 진 ㊞

위 원 영양학박사 배 승 철 ㊞

위 원 이학박사 조 재 윤 ㊞

목 차

Abstract ····· iii
표 목차(List of Tables) ····· viii
그림 목차(List of Figures) ····· ix

Ⅰ. 서론 ····· 1

Ⅱ. 재료 및 방법 ····· 5
1. 실험 어류 ····· 5
2. 실험 방법 ····· 5
3. 분석 방법 ····· 6
4. 통계 처리 ····· 6

Ⅲ. 결과 ····· 9
1. TAN에 대한 급성 독성 ····· 9
1.1. 반수치사시간(LT_{50}) ····· 9
1.2. TAN 독성 농도 ····· 12
1.3. TAN을 가했을 때 이산화탄소의 농도 변화 ····· 18
1.4. *p*H, NO_2-N, NO_3-N의 농도 변화 ····· 24
2. 이산화탄소에 대한 급성 독성 ····· 24
2.1. 반수치사시간(LT_{50}) ····· 24
2.2. 이산화탄소 독성 농도 ····· 28
2.3. 이산화탄소를 주입했을 때 TAN의 농도 변화 ····· 33
2.4. *p*H, NO_2-N, NO_3-N의 농도 변화 ····· 34

Ⅳ. 고찰 ····· 39

Ⅴ. 요약 ····· 48

Ⅵ. 감사의 글 ····· 53

Ⅶ. 참고문헌 ····· 55

Acute toxicity of TAN and CO_2 on the Israeli strain common carp (*Cyprinus carpio*) during transportation by plastic bag

Jihyoung Son

Department of Fisheries Biology, Graduate School,
Pukyong National University

Abstract

Transportation of live fish in a polyethylene(PE) plastic bag is simple and convenient method for small fingerlings or ornamental fishes. However, water quality in the bag become easily deteriorated with metabolites from the fish because of high fish density with small amount of water in the bag. Total ammonia nitrogen (TAN) and CO_2 are the most common metabolites to affect transportation time of the PE bags. Therefore, pre-fasting and/or reducing temperature are the most common methods to reduce the production of metabolites from the fish. However, according to previous study, even though these methods can extend the transportation time of the PE bags, the mortality of the fish are directly related with the certain concentrations of TAN and CO_2 in the bag. This means that the toxicity of accumulated TAN and CO_2 are the most important factors to extend transportation time for live fish in the PE bags. Therefore acute toxicity of TAN and CO_2 on the fingerling and immature Israeli strain common carp were tested to enhance the transportation efficiencies of PE bags.

Various levels of total ammonium nitrogen (TAN-0, -10, -30, -60, -90 mg/L) and free carbon dioxide (CO_2-0, -50, -100, -150, -200 mg/L) were initiated when fish were stocked in the PE bags. Two sizes of fish, average body weight of 12.8g (small) and 107.8g (large) were used. Two different fish densities, 100 g/L (100) and 200 g/L (200), were stocked in each size of fish. When 50% percent of fish in each PE bag die off, experiment was stopped and the time was recorded as 50% lethal time (LT_{50}). Water quality parameters such as pH, TAN, CO_2, NO_2-N, and NO_3-N were measured at 1, 2, 4, 8, 16, 24, 48 and 72 hours after the experiments were started. All treatments were duplicated.

The LT_{50}s of small size (S) fish of lower stocking density group 100 g/L treated with 0, 10, 30, 60 and 90 mg/L initial TAN (S-100-TAN-0, -10, -30, -60, -90) were 64, 61, 59, 56, and 54 hours respectively while those of the treatment groups of S-200-TAN-0, -10, -30, -60, and -90 were 32, 27, 26, 24, and 20 hours respectively. The TAN concentrations of water in the PE bags of both stocking density groups at the end of these experiments were increased with increasing the initial treated concentrations of TAN. The TAN concentrations of the treatment groups of S-100-TAN-0, -10, -30, -60, and -90 at the end of experiment were 187, 191, 238, 274, and 349 mg/L, respectively while those of S-200-TAN-0, -10, -30, -60, and -90 groups at the point were 150, 153, 189, 246 and 287 mg/L, respectively. The CO_2 concentrations of the treatment groups of S-100-TAN-0, -10, -30, -60, and -90 at the end of experiment were 316, 342, 365, 369, and 381 mg/L, respectively while those of S-200-TAN-0, -10, -30, -60, and -90 groups at the point were 326, 332, 347, 352 and 362 mg/L, respectively. The concentrations TAN and CO_2 at the end of the experiment in the treatments increased faster with the initial concentration of treated TAN increased.

The LT_{50}s of large size (L) fish with 100 g/L stocking density treated

with 0, 10, 30, 60 and 90 mg/L TAN (L-100-TAN-0, -10, -30, -60, -90) were 91, 89, 87, 81, and 75 hours respectively while those of the fish with 200 g/L stocking density treated same TAN concentrations (L-200-TAN-0, -10, -30, -60, -90) were 54, 53, 51, 48, and 39 hours respectively. The TAN concentrations of water in the PE bags of both stocking density groups at the end of these experiments were also increased with the initial treated concentrations of TAN increased. The TAN concentrations of the treatment groups of L-100-TAN-0, -10, -30, -60, and -90 at the end of experiment were 113, 113, 118, 139, and 154 mg/L, respectively while those of L-200-TAN-0, -10, -30, -60, and -90 groups at the point were 116, 103, 113, 143 and 150 mg/L, respectively. The CO_2 concentrations of the treatment groups of L-100-TAN-0, -10, -30, -60, and -90 were 308, 316, 320, 329, and 334 mg/L, respectively while those of L-200-TAN-0, -10, -30, -60, and -90 groups were 307, 310, 311, 316 and 319 mg/L, respectively. The concentrations of TAN and CO_2 at the end of the experiment in this treatment groups were not much different compared with the small size group.

The LT_{50}s of small size (S) fish of lower stocking density group 100 g/L treated with 0, 50, 100, 150 and 200 mg/L initial CO_2 (S-100-CO_2-0, -50, -100, -150, -200) were 64, 50, 49, 47, and 44 hours respectively while those of the treatment groups of S-200-CO_2-0, -50, -100, -150, and -200 were 32, 16, 14, 10, and 8 hours respectively. The LT_{50}s of higher stocking density of S size group were significantly shorter than those of lower stocking density treatment. The CO_2 concentrations of water in the PE bags of both stocking densities of this small size groups at the end of these experiments were not significantly different with the initial treated concentrations of CO_2. The CO_2 concentrations of the treatment groups of S-100-CO_2-0, -50, -100, -150, and -200 were ranged from 313 to 325 mg/L while those of S-200-CO_2-0, -50,

-100, -150, and -200 were ranged from 313 to 329 mg/L. The TAN concentrations of the treatment groups of S-100-CO_2-0, -50, -100, -150, and -200 at the end of experiment were 187, 172, 170, 123, and 91 mg/L, respectively while those of S-200-CO_2-0, -50, -100, -150, and -200 at the point were 150, 52, 49, 34 and 27 mg/L, respectively.

The LT_{50}s of large size (L) fish of lower stocking density group (100 g/L) treated with 0, 50, 100, 150 and 200 mg/L initial CO_2 (L-100-CO_2-0, -50, -100, -150, -200) were 91, 84, 83, 74, and 60 hours respectively while those of the treatment groups of L-200-CO_2-0, -50, -100, -150, and -200 were 54, 52, 48, 42, and 39 hours respectively. The LT_{50}s of higher stocking density of L size group were also significantly shorter than those of lower stocking density treatment either. The CO_2 concentrations of water in the PE bags of both stocking density of this large size groups at the end of these experiments were not significantly different with the initial treated concentrations of CO_2 either. The CO_2 concentrations of the treatment groups of L-100-CO_2-0, -50, -100, -150, and -200 were ranged from 307 to 319 mg/L while those of L-200-CO_2-0, -50, -100, -150, and -200 were ranged from 305 to 323 mg/L. The TAN concentrations of the treatment groups of L-100-CO_2-0, -50, -100, -150, and -200 at the end of experiment were 113, 85, 82, 78, and 79 mg/L, respectively while those of L-200-CO_2-0, -50, -100, -150, and -200 at the point were 116, 83, 85, 77 and 77 mg/L, respectively. The average LT_{50}s of high density groups were significantly shorter than those of lower density groups in both small and large size fish. The average LT_{50}s of smaller size groups were also significantly shorter in both stocking densities than those of larger size groups.

Average concentrations of TAN at the end of the experiment in both low and high stocking densities of small size fish treated with different initial TAN concentration were 248 and 205 mg/L respectively while those of large

size fish treated same way were 127 and 125 mg/L respectively. Average concentrations of TAN at the end of the experiment in both low and high stocking densities of small size fish treated with different initial CO_2 concentration were 149 and 62 mg/L respectively while those of large size fish treated same way were 87 and 88 mg/L respectively.

Average concentrations CO_2 at the end of the experiment in both low and high stocking densities of small size fish treated with different initial TAN concentration were 354 and 344 mg/L respectively while those of large size fish treated same way were 321 and 312 mg/L respectively. Average concentrations of CO_2 at the end of the experiment in both low and high stocking densities of small size fish treated with different initial CO_2 concentration were 319 and 322 mg/L respectively while those of large size fish treated same way were both 311 mg/L.

The concentrations of CO_2 in the water of PE bags at the point of LT_{50} were all higher than 300 mg/L while those of TAN at that point were ranged from 27 to 349 mg/L. According to above results, the concentration of CO_2 in the water was much more affect on LT_{50} of small and large size Israeli strain common carp than that of TAN.

표 목차(List of Tables)

Table 1. Average LT_{50} (50% lethal time in hours) and water quality parameters at the end of experiment in polyethylene plastic bags for live transportation of Israeli strain common carp fingerling (average body weight 12.8 g) under different initial TAN concentration with two different stocking densities ····· 10

Table 2. Average LT_{50} (50% lethal time in hours) and water quality parameters at the end of experiment in polyethylene plastic bags for live transportation of Israeli strain common carp immature fish (average body weight 107.9 g) under different initial TAN concentration with two different stocking densities ····· 11

Table 3. Average LT_{50} (50% lethal time in hours) and water quality parameters at the end of experiment in polyethylene plastic bags for live transportation of Israeli strain common carp fingerling (average body weight 12.8 g) under different initial free CO_2 concentration with two different stocking densities ····· 26

Table 4. Average LT_{50} (50% lethal time in hours) and water quality parameters at the end of experiment in polyethylene plastic bags for live transportation of Israeli strain common carp immature fish (average body weight 107.9 g) under different initial free CO_2 concentration with two different stocking densities ····· 27

Table 5. Average of LT50 and concentrations of TAN and CO_2 at the

end of experiment in polyethylene plastic bags for live transportation of Israeli strain common carp under different initial TAN and free CO_2 concentration with two different stocking densities and sizes (fingerling, immature fish) ····· 47

그림 목차(List of Figures)

Fig. 1. Illustration of the experimental design. ····· 7

Fig. 2. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp fingerlings died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial TAN concentration and stocking density (100 g/L). ····· 14

Fig. 3. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp immature fishes died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial TAN concentration and stocking density (100 g/L). ····· 15

Fig. 4. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp fingerlings died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial TAN concentration and stocking density (200 g/L). ····· 16

Fig. 5. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp immature fishes died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial TAN concentration and stocking density (200 g/L). ····· 17

Fig. 6. Concentrations of free CO_2 at the 50% Israeli strain common carp fingerlings died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial TAN

concentration and stocking density (100 g/L). ····· 20
Fig. 7. *Concentrations of* free CO_2 *at* the 50% I*srael*i *strain common carp immature fishes* died (LT_{50}) *in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial* TAN *concentration and stocking density* (100 g/L). ····· 21
Fig. 8. *Concentrations of* free CO_2 *at* the 50% I*srael*i *strain common carp fingerlings* died (LT_{50}) *in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial* TAN *concentration and stocking density* (200 g/L). ····· 22
Fig. 9. *Concentrations of* free CO_2 *at* the 50% I*srael*i *strain common carp immature fishes* died (LT_{50}) *in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial* TAN *concentration and stocking density* (200 g/L). ····· 23
Fig. 10. *Concentrations of* free CO_2 *at* the 50% I*srael*i *strain common carp fingerlings* died (LT_{50}) *in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial* free CO_2 *concentration and stocking density* (100 g/L). ····· 29
Fig. 11. *Concentrations of* free CO_2 *at* the 50% I*srael*i *strain common carp immature fishes* died (LT_{50}) *in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial* free CO_2 *concentration and stocking density* (100 g/L). ····· 30
Fig. 12. *Concentrations of* free CO_2 *at* the 50% I*srael*i *strain common carp fingerlings* died (LT_{50}) *in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial* free CO_2 *concentration and stocking density* (200 g/L). ····· 31
Fig. 13. *Concentrations of* free CO_2 *at* the 50% I*srael*i *strain common carp immature fishes* died (LT_{50}) *in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial* free CO_2

concentration and stocking density (200 g/L). ····· 32
Fig. 14. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp fingerlings died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial free CO_2 concentration and stocking density (100 g/L). ····· 35
Fig. 15. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp immature fishes died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial free CO_2 concentration and stocking density (100 g/L). ····· 36
Fig. 16. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp fingerlings died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial free CO_2 concentration and stocking density (200 g/L). ····· 37
Fig. 17. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp immature fishes died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial free CO_2 concentration and stocking density (200 g/L). ····· 38

Ⅰ. 서론

활어 운반에 관한 지식과 기술은 양식용 종묘 또는 자원 조성용 종묘를 취급하는 데 있어 꼭 필요한 일이다. 이는 양식에 의한 생산품뿐만 아니라 어업에 의한 생산물을 산채로 운반할 때에 필요한 방법이고, 이로 인해 생산품의 상품 가치를 높게 유지시킬 수 있다. 그런데 대부분의 어류는 공기 중에서 산채로 운반하기 힘들고, 특히 종묘용 치어의 운반은 물 속에 넣어서 운반하지 않으면 안 된다. 이런 활어 운반을 위해서 어류의 종류나 크기에 따라 공기 중에서 운반하거나 활어선, 활어차를 이용한 대량 운반, 소량의 종묘나 고급 관상어 수송을 위한 소량 운반을 위한 플라스틱 봉지 운반법 등 여러 방법이 이용되고 있다(김, 2000).

일반적으로 폐쇄된 공간에서의 활어 운반은 어류의 배설물, 점액 등으로 인해 수질을 악화시킨다(McFarland and Norris, 1958; *Piper* et *al*., 1982; *Berka*, 1986). 특히 포장 후 한 두 시간 이내 수질 악화가 급격히 일어나고, 이후에는 비교적 천천히 진행된다(*Chow* et *al*., 1994). 높은 수송 밀도와 악화된 수질은 운반되는 어류에 추가적인 스트레스 요인이 될 수 있고(R*obertson* et *al*., 1988), 수송 중의 어류에서 배설되는 이산화탄소와 암모니아의 축적은 산소 농도 저하나 수질 악화의 주된 원인이 된다(E*rikson* et *al*., 1997). 이산화탄소와 암모니아는 어류의 아가미를 통해 배출되는 주요 대사산물이고, 강한 독성 화합물이다(R*andall* and W*right*, 1989). 이 화합물들은 어류 체내에서 이온화된 형태와 비이온화된 형태들로 존재한다. 이산화탄소(CO_2)에서 중탄산염(HCO_3^-) 그리고 비이온화된 암모니아(NH_3)에서 이온화된 암모니아(NH_4^+)의 비율은 *p*H에 따라 강하게 변화한다(S*anni* and F*orsberg*, 1996). 이산화탄소와 비이온화된 암모니아는 좀더 독성이 강한 화합물로 여겨진다(R*andall* and

Wright, 1989). 사육수에서 증가된 이산화탄소 농도는 혈액과 호흡에 이용되는 물 사이의 이산화탄소 확산 기울기를 감소시킬 것이고 이것은 혈액 산성화의 원인이 된다. 이산화탄소의 증가는 수중 pH 감소의 원인이 되고 낮은 pH는 독성이 강한 비이온화된 암모니아(NH_3)의 비율은 줄이지만, 독성 이산화탄소(CO_2)의 형태는 증가시키게 된다(McFarland and Norris, 1958; Amend et al., 1982).

보통 어류의 대사 작용과 소비되지 않고 남은 사료 등에 의해 발생되는 암모니아(Miller and Libey, 1984)도 어류에 나쁜 영향을 미칠 수 있다. 암모니아는 삼투압 조절의 불균형과 질식, 내생성 암모니아의 분비 감소, 신경학적, 세포학적 손상으로 유발된 아가미 상피의 손상을 일으킨다(Meade, 1985). 또한 암모니아가 허용한계를 넘어 고농도로 수중에 존재할 경우 양식어류는 성장률이 감소하게 되고(Burkhalter, 1977; Sadler, 1981, 1982; Holt, 1983; Soderberg, 1985) 조직학적으로 병변을 나타내기도 하며(Yamagata, 1982; Daoust, 1984; Thurston, 1984; Soderberg, 1985; Yang, 1986; Guillen, 1993), 치사에 이르기도 한다(Thurston, 1978; Tomasso, 1980; Allan, 1990; Chen, 1990).

고농도의 이산화탄소는 어류 혈액 내 산소 운반 능력을 손상시키기 때문에 어류에 치명적이다(Berka, 1986). 또한 이산화탄소 가스는 물에 용존 되어 있을 때 산성으로 작용되고, 그것은 즉시 비독성의 중탄산염으로 혈장에 들어가서 혈장을 더욱 산성화시키게 된다. 혈장에서 산의 축적은 어류에 유해한 영향을 미칠 수 있다(Paterson et al., 2003). 담수에서 오랜 기간 이산화탄소에 노출된 무지개 송어(Eddy et al., 1979; Smart et al., 1979; Smart, 1981)와 대서양 연어(Fivelstad et al., 1999)는 신석회침착증(nephrocalcinosis)을 비롯해 성장 감소가 일어났다. 담수에서 거의 치사량에 가까운 이산화탄소에 노출된 대서양 연어는 일시적

으로 혈장 cortisol과 haematocrit이 증가하고 혈장 염화물 농도의 감소가 지속되었다(Fivelstad et al., 1999).

일반적인 어류 자·치어 수송 방법은 많은 양의 어류를 적은 양의 물에서 운반하기 때문에 앞서 말한바와 같은 산소의 결핍, 이산화탄소의 축적에 의한 pH의 감소와 암모니아와 같은 독성 배설물의 축적, 스트레스와 질병 감염에 인한 높은 폐사율을 보인다. 이를 위해 많은 연구들에서 수송 동안 수질 관리와 어류 종묘의 기본적인 생리 요구에 대한 조사가 이루어지고 있다(Singh et al., 2004). Ostenfeld (1995) 등은 무지개송어(*Oncorhynchus mykiss*)를 167 kg/㎥ 밀도로 10시간 30분 동안 수송한 후 근육 대사 산물이 육질 조직의 신선도에 영향을 미쳤다고 보고했다. 또한 수송하는 동안 최상의 수송환경을 유지시키기 위해서는 수온을 낮추고(Phillips and Brockway, 1954; Norris et al., 1960), 운반 전 어류를 절식시키며(Phillips and Brockway, 1954; Nemoto, 1957; McFarland, 1958; Durve and Dharma Raja, 1966; Smith et al., 1977; Murai et al., 1979; Takashima et al., 1982), 봉지 내 산소의 과다한 사용과 움직임을 감소시키기 위해 마취제를 사용(McFarland and Norris, 1958; Durve and Dharma Raja, 1966; Durve, 1970, 1975)하는 등의 방법이 이용되고 있다. 그러나, 필요 이상의 절식 기간은 운반 어류의 체중의 감소가 일어나게 된다.

소량의 물을 담은 폴리에틸렌 플라스틱 봉지에 산소와 어류를 넣고 밀봉하여 운반하는 방법은 수정란 및 자·치어 등의 소규모 수송으로 한정되지만 폴리에틸렌 플라스틱 봉지를 이용한 활어 수송 방법은 어류를 비교적 간단하고 안전하게 운반 할 수 있으며, 관리하기가 쉽고, 운반 생물에게 상처 입힐 위험이 적으므로 활어차나 활어선과 같은 큰 운반 기구를 사용하기보다 크기가 작더라도 효율을 높여 사용하는 것이 중요하

다(Sampson and Macintosh, 1986; Lam, 1982; 板澤, 1982). 하지만, 플라스틱 봉지로 포장을 할 경우 산소가 첨가되지만 운송 시 물의 유동의 부족은 물과 가스의 접촉면에서 가스 교환을 감소시켜 산소부족 문제를 악화시키고 운송 개체 내에서의 질소 배설물이나 찌꺼기들은 암모니아 농도를 증가시킨다. 따라서, 폴리에틸렌 플라스틱 봉지를 이용한 소형어류 운반은 대량 활어를 운반할 때처럼 수송 중에 여과를 해주거나 해서 수송 환경을 관리하기가 어렵기 때문에 처음 어류를 봉지에 포장을 할 때 어류의 상태와 적정량의 어류 수용밀도를 결정하고 수질 환경을 맞추어 주는 것이 중요하다.

다양한 수질 인자들의 변화는 물과 어류량의 비율을 감소시키는데 복잡하고 밀접한 관계가 있음에도 불구하고(*Paterson* et *al*., 2003), 일반적으로 폴리에틸렌 플라스틱 봉지 운반에 있어서 수송 과정 중의 연구들은 대부분이 용존산소량과 어류의 산소소비에 중점 되어있어 다른 수질 요인에 대한 연구가 많이 이루어지지 않고 있다. 박(2002)의 연구에서는 폴리에틸렌 플라스틱 봉지를 이용한 밀폐식 수송 방법을 이용하여 수용밀도와 절식기간을 달리하였을 때 시간에 따른 수질 변화를 토대로 적정 수용밀도와 절식기간을 조사한 결과, 절식기간과 수용밀도에 관계없이 TAN과 유리이산화탄소의 농도가 일정한 수준에 이르면 폐사가 시작된다고 보고하였다. 그러나 이 농도는 어류가 배설하는 TAN과 이산화탄소에 의해 폐사에 이르는 시간이 긴 만성적인 노출에 의한 폐사였다. 따라서, 이 실험에서는 폴리에틸렌 플라스틱 봉지에 넣어 수송하는 잉어치어와 미성어가 급격하게 증가하는 TAN과 이산화탄소의 독성에 어떻게 반응하는지를 파악하여 폴리에틸렌 플라스틱 봉지를 이용한 어류 수송에 적절한 환경을 설정하는데 기여하기 위하여 잉어의 크기, 수용밀도, 초기 TAN 및 이산화탄소 농도를 달리하여 실험하였다.

Ⅱ. 재료 및 방법

1. 실험 어류

실험에 사용된 어류는 부경대학교 부속 양어장에서 사육 중인 이스라엘 계통 잉어 치어와 미성어를 사용하였고, 실험 시작 전 1일간 절식을 시켰다. 치어는 평균 무게가 12.8 g, 평균 전장이 8.6 *c*m 인 것과 미성어는 평균 무게가 107.9 g, 평균 전장이 19.6 *c*m 되는 것을 이용하였다.

2. 실험 방법

사용된 폴리에틸렌 플라스틱 봉지는 폭 35 *c*m로 물 10 L를 담고 실험어류 치어(F*in*ger*lin*g)와 미성어(Imm*atur*e f*is*h)를 100 g/L, 200 g/L 밀도로 수용한 후, 공업용 산소 10 L를 수량과 동일하게 채워 수량 대 산소의 용량비를 1:1로 하였다. 포장은 폴리에틸렌 플라스틱 봉지를 2겹으로 하였으며, 채수를 위하여 폴리에틸렌 플라스틱 봉지를 밀봉하기 전에, 6 mm 비닐관을 봉지 내에 넣고 바깥쪽으로 나온 비닐관의 끝을 막고 고정하여 필요할 때마다 채수할 수 있도록 하였다. 또한 포장할 때, 암모니아와 이산화탄소의 급성 독성을 보기 위해 각각의 암모니아원과 CO_2 가스를 농도별로 첨가하였다.

암모니아는 농도를 각각 10, 30, 60 및 90 mg/L의 농도로 4개, 유리이산화탄소의 농도를 각각 50, 100, 150 및 200 mg/L의 농도로 4개, 총 8개의 실험구와 아무 처리도 하지 않은 대조구를 설정하였고, 실험은 2반복으로 실시하였다.

암모니아 농도는 R*oger*s와 Klemet*son* (1985), S*ubra*m*anian* (1983)

그리고 K*noph* (1996)이 사용한 성분을 참고로 하여 암모니아 독성원으로 황산암모늄($(NH_4)_2SO_4$)을 사용하였고, 또한 수송 봉지 내 수중 유리 이산화탄소 농도를 각각 50, 100, 150 및 200 mg/L로 맞추기 위해 어류를 봉지에 수용하고 에어스톤을 이용하여 이산화탄소 가스를 수중에 주입하였다.

암모니아와 이산화탄소에 대한 어류의 치사 시작 농도는 박(2002)에 의해 밝혀졌기 때문에 이 실험에서는 각 실험어의 LT_{50}을 조사하기 위해 각 실험구와 대조구를 1, 2, 4, 8, 16, 24, 48 및 72 시간간격으로 반수치사에 이르는 개체수를 관찰하고, 이 때의 *p*H, CO_2, TAN, NO_2-N, NO_3-N의 수질변화를 측정하였다.

3. 분석 방법

매 시간별로 채수한 시료의 *p*H는 *Pinpoint p*H M*onitor* (Am*erican* M*arine* I*nc.*), 유리 이산화탄소는 St*andard* Meth*od* (A*PHA* et *al.*, 1995)에 따라 분석하였다. 총암모니아성 질소 분석은 NH_3 선택전극이 부착된 O*rion ammonia* mete*r* (O*rion* Rese*arch* I*nc.* M*odel* 720A), 아질산성 질소는 O*PRON*-3000® *UV*/VIS S*pectrophotometer*, 질산성 질소는 *DX*-120 I*on Chromatograph* (*Dion*ex *Co.*),를 사용하여 측정하였다.

4. 통계처리

통계처리는 S*PSS*-통계패키지(*version* 9.0)에 의한 ANOVA와 *Duncan's* m*ultiple ran*ge test로 검정하였다($p<0.05$).

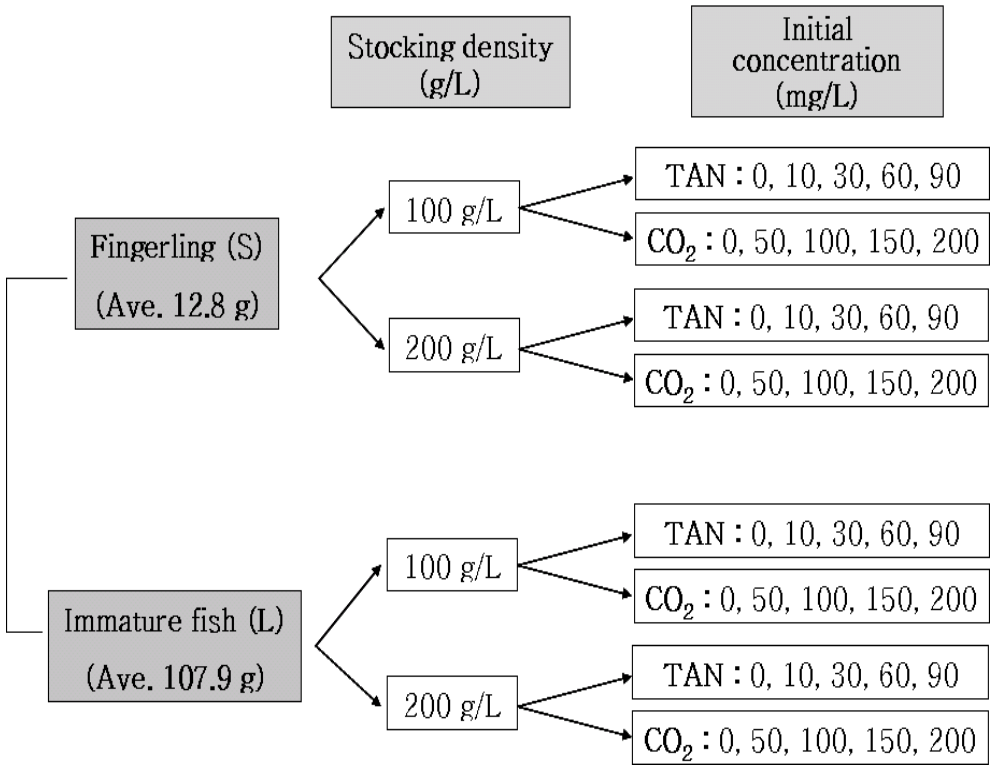

Fig. 1. Illustration of the experimental design.

S-100-TAN : Small (S) fish at the stocking density of 100 g/L (100) under different initial TAN concentration

S-200-TAN : Small (S) fish at the stocking density of 200 g/L (200) under different initial TAN concentration

S-100-CO_2 : Small (S) fish at the stocking density of 100 g/L (100) under different initial CO_2 concentration

S-200-CO_2 : Small (S) fish at the stocking density of 200 g/L (200) under different initial CO_2 concentration

L-100-TAN : Large (L) fish at the stocking density of 100 g/L (100) under different initial TAN concentration

L-200-TAN : Large (L) fish at the stocking density of 200 g/L (200) under different initial TAN concentration

L-100-CO_2 : Large (L) fish at the stocking density of 100 g/L (100) under different initial CO_2 concentration

L-200-CO_2 : Large (L) fish at the stocking density of 200 g/L (200) under different initial CO_2 concentration

Ⅲ. 결과

1. TAN에 대한 급성 독성

1.1. 반수치사시간(LT_{50})

잉어 치어에 대한 TAN의 급성 독성을 알기 위해 초기에 5가지 서로 다른 농도의 황산암모늄을 수용밀도를 각각 100 g 및 200 g/L로 달리한 폴리에틸렌 플라스틱 봉지에 첨가하여 처리한 실험구에서의 LT_{50} 값과 그때의 변화된 수질 값을 T*a*ble 1-2에 나타내었다.

S-100-TAN에서는 LT_{50}이 황산암모늄을 첨가하지 않은 대조구의 경우 64 시간 만에 어류의 절반이 폐사한 반면 황산암모늄을 10, 30, 60 및 90 mg/L 첨가한 경우 각각 61, 59, 56 및 54 시간으로 짧아졌다. 어류의 밀도가 배로 높아진 S-200-TAN의 경우, 초기 수중 TAN의 농도가 0, 10, 30, 60 및 90 mg/L 일 때 LT_{50}은 32, 27, 26, 24 및 20 시간으로 짧아졌다. L-100-TAN에서는 황산암모늄 처리를 하지 않은 대조구의 LT_{50} 값이 91 시간이었지만, 황산암모늄을 첨가한 실험구들에서는 각각 89, 87, 81, 75 시간으로 짧아지는 것을 알 수 있었다. 또한 L-200-TAN에서는 대조구의 경우 LT_{50} 값이 54 시간, 각 실험구들에서는 53, 51, 48, 39 시간으로 나타났다. 따라서 수용밀도가 많아질수록 반수치사에 이르는 시간이 두 배 가까이 빨라졌고, 동일한 양의 어류를 같은 조건의 폴리에틸렌 플라스틱 봉지로 수송할 경우, 어류의 크기가 작을수록 50%의 개체가 폐사에 이르는 LT_{50}이 빨라지는 것을 알 수 있었다.

Table 1. Average LT_{50} (50% lethal time in hours) and water quality parameters at the end of experiment in polyethylene plastic bags for live transportation of Israeli strain common carp fingerling (average body weight 12.8 g) under different initial TAN concentration with two different stocking densities

Stocking density (g/L)	Initial TAN concentration (mg/L)	LT_{50} (hr.)	Water quality parameter				
			TAN (mg/L)*	Free CO_2 (mg/L)*	pH	NO_2-N (mg/L)	NO_3-N (mg/L)
100	0	64	186.9±16.0^{a}	315.6±14.8^{a}	6.08±0.0	1.00±0.1	23.29±0.1
	10	61	190.6±21.1^{a}	341.5±8.2^{ab}	6.19±0.0	1.06±0.1	24.72±1.9
	30	59	238.2±6.1^{ab}	364.9±18.5^{bc}	6.14±0.0	1.15±0.0	25.86±2.0
	60	56	274.2±3.9^{b}	369.3±8.2^{bc}	6.18±0.1	1.15±0.0	24.86±0.3
	90	54	349.0±51.5^{c}	380.9±4.1^{c}	6.09±0.1	0.91±0.0	25.80±0.4
200	0	32	149.6±6.8	326.1±12.7^{a}	6.01±0.0	1.00±0.0	24.52±0.8
	10	27	153.2±4.4	332.0±4.2^{a}	5.98±0.0	0.72±0.1	26.54±0.1
	30	26	188.5±2.7	347.0±4.2^{ab}	6.21±0.1	0.72±0.1	26.63±0.1
	60	24	246.4±2.8	351.5±6.4^{ab}	6.20±0.1	0.96±0.1	26.42±0.0
	90	20	286.6±7.4	361.9±16.9^{b}	6.34±0.0	1.32±0.1	24.66±0.3

* Values within the same column with different letters are significant different ($p<0.05$)

Table 2. Average LT_{50} (50% lethal time in hours) and water quality parameters at the end of experiment in polyethylene plastic bags for live transportation of Israeli strain common carp immature fish (average body weight 107.9 g) under different initial TAN concentration with two different stocking densities

Stocking density (g/L)	Initial TAN concentration (mg/L)	LT_{50} (hr)	Water quality parameter				
			TAN (mg/L)*	Free CO_2 (mg/L)*	pH	NO_2-N (mg/L)	NO_3-N (mg/L)
100	0	91	112.5±13.1^{a}	308.1±4.2^{a}	5.97±0.0	1.08±0.0	20.57±0.9
	10	89	113.3±5.2^{a}	315.6±2.1^{ab}	5.98±0.0	1.03±0.1	20.75±1.1
	30	87	117.9±0.0^{a}	320.1±4.2^{bc}	6.03±0.0	1.09±0.1	20.72±0.4
	60	81	139.3±3.6^{b}	329.0±4.2^{cd}	6.03±0.1	1.10±0.0	21.46±0.6
	90	75	154.1±2.2^{b}	333.5±2.1^{d}	6.03±0.1	1.06±0.1	20.73±0.2
200	0	54	115.9±7.6^{a}	306.6±6.4	6.15±0.1	1.05±0.0	14.07±1.7
	10	53	102.8±1.2^{a}	309.6±6.4	6.09±0.1	1.04±0.0	16.54±1.0
	30	51	113.0±1.8^{a}	311.1±4.2	6.02±0.1	1.03±0.0	16.44±2.7
	60	48	143.2±9.0^{b}	315.6±2.1	6.08±0.1	1.02±0.01	16.37±4.0
	90	39	149.8±3.8^{b}	318.6±6.4	6.08±0.0	1.02±0.0	15.95±1.2

* Values within the same column with different letters are significant different ($p<0.05$)

1.2. TAN 독성 농도

각각의 어류의 크기 및 수용밀도에 대해 고농도의 황산암모늄을 첨가한 실험에서, 실험 시작 시 각각의 수중 TAN 농도를 0(대조구), 10, 30, 60 및 90 mg/L 로 하였을 때의 LT_{50}과 그 때의 TAN 변화 값을 F*ig*. 2-5에 나타내었다.

반수치사가 일어났을 때의 수중 TAN 농도는 S-100-TAN에서 대조구의 경우 186.9±16.0 mg/L, 그리고 S-100-TAN-10, 30, 60 및 90 mg/L의 각각의 실험구들에서는 190.6±21.1 mg/L, 238.2±6.1 mg/L, 274.2±3.9 mg/L, 349.0±51.5 mg/L로 측정되었다. 수용밀도가 높아진 S-200-TAN 대조구에서는 149.6 mg/L, S-200-TAN-10, 30, 60 및 90 mg/L에서는 153.2±4.4, 188.5±2.7, 246.4±2.8, 286.6±7.4 mg/L로 나타났다. 또한 실험어의 크기가 크고 수용밀도가 낮은 L-100-TAN의 대조구는 112.5±13.1 mg/L으로 나타났고, L-100-TAN-10, 30, 60 및 90 mg/L에서는 각각 113.3±5.2, 117.9±0.0, 139.3±3.6, 154.1±2.2 mg/L이었다. 미성어를 높은 밀도로 수용한 L-200-TAN의 대조구는 115.9 mg/L였으며, L-200-TAN-10, 30, 60, 90 mg/L의 값은 102.8±1.2, 113.0±1.8, 143.2±9.0, 149.8±3.8 mg/L였다.

농도별로 보면 모든 TAN-90 mg/L 구에서 수용밀도별 LT_{50}의 평균값이 47±23.3 시간으로 가장 짧은 시간 내에 반수치사가 일어났고 그 때의 TAN 평균값은 234.9±99.1 mg/L로 가장 높았다.

수용밀도와 어류 크기에 따른 구에서는 S-100의 밀도로 수용했을 때 TAN 농도별 평균값이 263 mg/L로 가장 높았고, L-200에서 127.2 mg/L로 가장 낮은 값을 나타냈다. 같은 크기의 어류를 수용밀도에 따라 나눈 것보다 어류 크기에 따른 실험구들 사이에서 반수 치사 시 수중

TAN 평균값의 유의적인 차이가 있었다($p<0.05$).

S-100에서 대조구와 TAN-10 mg/L 구 사이에서는 반수치사가 일어났을 때의 수중 TAN 값이 각각 186.9±16.0과 190.6±21.1 mg/L로 유의적인 차가 나타나지 않았지만($p>0.05$), 30, 60, 90 mg/L에서는 238.2±6.1, 274.2±3.9, 349.0±51.5 mg/L로 뚜렷한 유의차를 볼 수 있었고($p<0.05$), 수용밀도 200 g/L에서는 각 TAN의 농도에 따라 서는 유의차가 없었지만($p>0.05$), 가장 단시간 내에 폐사가 일어났다.

L-100에서는 대조구와 TAN-10 및 30 mg/L에서 반수치사 시 각각의 TAN 농도가 112.5±13.1, 113.3±5.2 및 117.9±0.0 mg/L로 유의적인 차가 나타나지 않았지만($p>0.05$), 60과 90 mg/L에서는 139.3±3.6와 154.1±2.2 mg/L로 다른 실험구들과 유의차를 보였다($p<0.05$). L-200에서 역시 대조구와 TAN-10 및 30 mg/L 구에서는 유의차가 나타나지 않았고($p>0.05$), TAN-60 및 90 mg/L 구에서는 유의차가 나타났다($p<0.05$).

이들 수용밀도별, 어류 크기별 전 실험구에서는 LT_{50}이 길어질수록 그 때의 TAN 농도는 낮았고, LT_{50}이 짧아질수록 TAN 농도가 높은 것으로 나타났다. 따라서 LT_{50}과 수중 TAN 농도 사이에서는 반비례 관계를 볼 수 있었고, TAN의 농도가 급속히 올라갈수록 치사에 이르는 시간이 빨라지는 것을 알 수 있었다. 또한 같은 수용밀도 하에서 어류의 크기에 따라 배설되는 TAN의 양이 증가하는 것으로 나타났다.

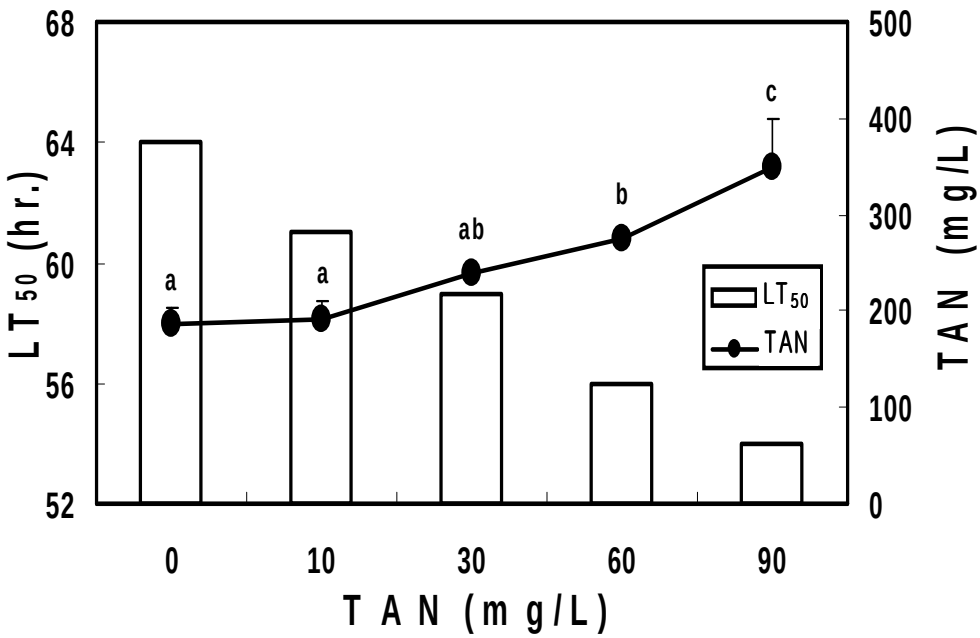

Fig. 2. *Concentrations of* TAN *at* the 50% I*srael*i *strain common carp* f*ingerlings* d*ied* (LT_{50}) *in polyethylene plastic* b*ags for transportation* e*xperiment under* d*ifferent initial* TAN *concentration and stocking* d*ensity* (100 g/L).

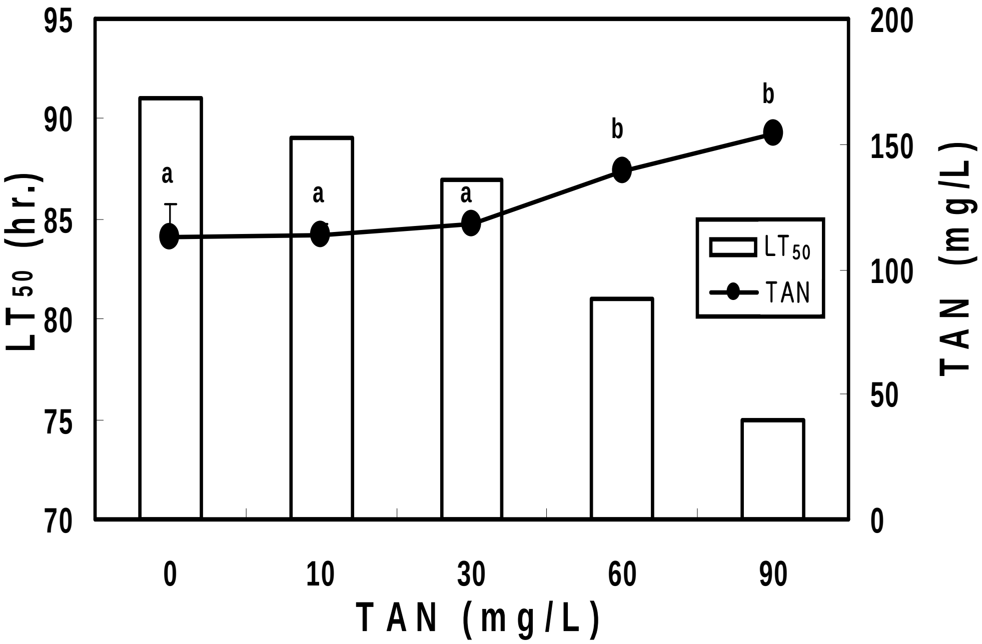

Fig. 3. *Concentrations of* TAN *at* the 50% Israeli *strain common carp immature* fishes died (LT_{50}) *in polyethylene plastic* bags for *transportation* experiment *under* different *initial* TAN *concentration and stocking* density (100 g/L).

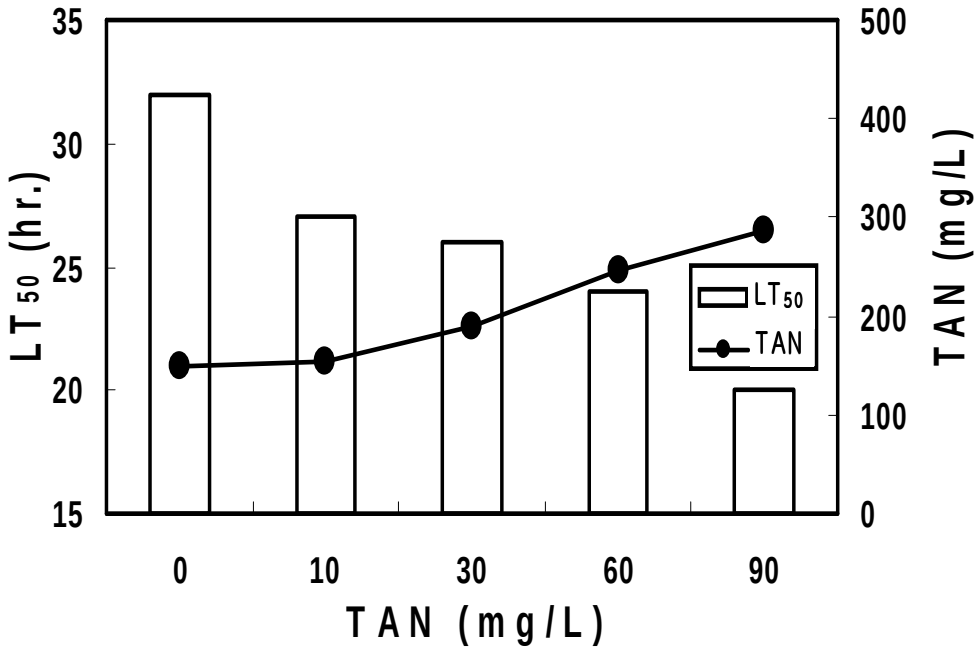

Fig. 4. *Concentrations of* TAN *at* the 50% I*srael*i *strain common carp* f*ingerlings* d*ied* (LT_{50}) *in polyethylene plastic* b*ags for* t*ransportation* e*xperiment under* d*ifferent initial* TAN *concentration and stocking* d*ensity* (200 g/L).

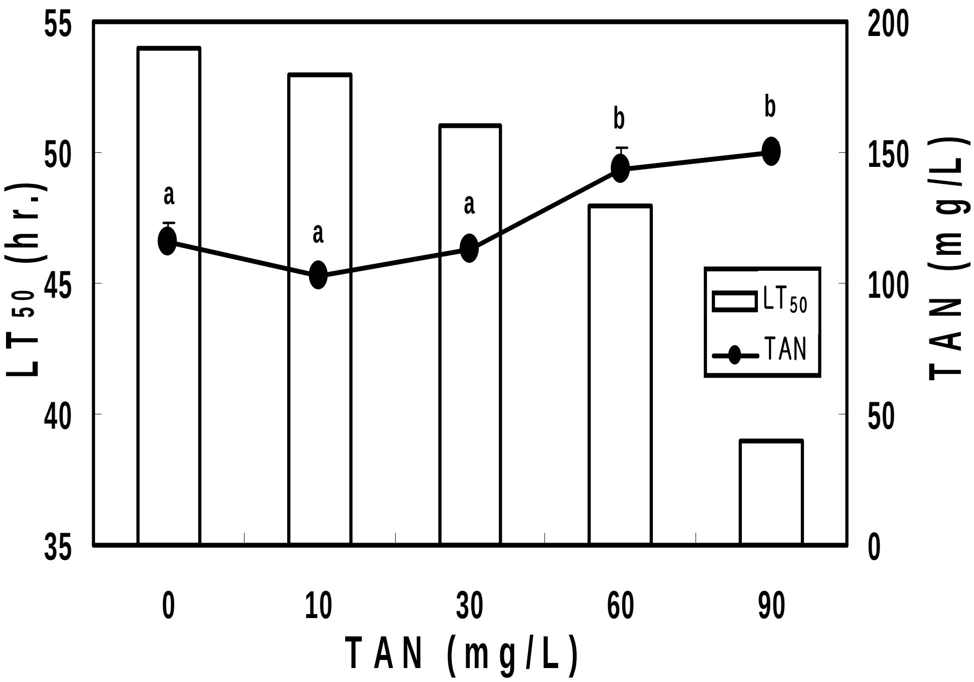

Fig. 5. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp immature fishes died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial TAN concentration and stocking density (200 g/L).

1.3. TAN을 가했을 때 이산화탄소의 농도 변화

대조구와 각각의 TAN 농도를 처리한 실험구들에서 LT_{50}에 따른 유리이산화탄소의 농도를 측정하여 Fig. 6-9에 나타내었다.

S-100-TAN의 대조구는 실험 종료시 315.6±14.8 mg/L, 그리고 S-100-TAN-10, 30, 60 및 90 mg/L에서는 341.5±8.2, 364.9±18.5, 369.3±8.2, 380.9±4.1 mg/L의 값을 보였다. 이것을 수용밀도를 두 배로 한 S-200-TAN에서는 대조구의 경우 326.1±12.7 mg/L, S-200-TAN-10, 30, 60 및 90 mg/L에서는 각각 332.0±4.2, 347.0±4.2, 351.5±6.4 그리고 361.9±16.9 mg/L로 나타났다.

L-100-TAN에서는 대조구의 경우 반수치사가 일어났을 때 수중 이산화탄소 값이 308.1±4.2 mg/L였고, L-100-TAN-10, 30, 60 및 90 mg/L에서는 각각 315.6±2.1, 320.1±4.2, 329.0±4.2 그리고 333.5±2.1 mg/L으로 측정되었으며, L-200-TAN에서는 대조구와 각각의 농도에 따라 306.6±6.4, 309.6±6.4, 311.1±4.2, 315.6±2.1 및 318.6±6.4 mg/L로 나타났다.

유리이산화탄소의 농도는 TAN 농도와 같이 시간과 실험 시작 시 주어진 농도에 따라 증가하는 경향을 보였고, 모든 실험구에서 반수치사 시 TAN 값의 경우와 같이 TAN-90 mg/L 구에서 가장 짧은 시간 내에 평균 348.7±28.0 mg/L 으로 가장 높은 값을 나타내었다. S-100에서 배출된 유리이산화탄소량의 평균값이 354.4±26.0 mg/L로 가장 높았고, L-200에서 배출된 양이 312.3±4.8 mg/L로 가장 낮았다.

L-200 실험구를 제외한 나머지 어류 크기 및 수용밀도에 따른 실험구와 대조구에서는 전 TAN 농도별 처리 구간에서 반수치사 시 유리이산화탄소 값이 유의적 차이를 보였다($p<0.05$).

TAN 농도에서처럼 수용밀도보다는 어류의 크기가 작을수록 유리이산화탄소의 배출량이 많은 것으로 나타났고, 대조구를 포함한 전 실험구들에서 반수치사 시 유리이산화탄소 농도는 300 mg/L 이상으로 나타났다.

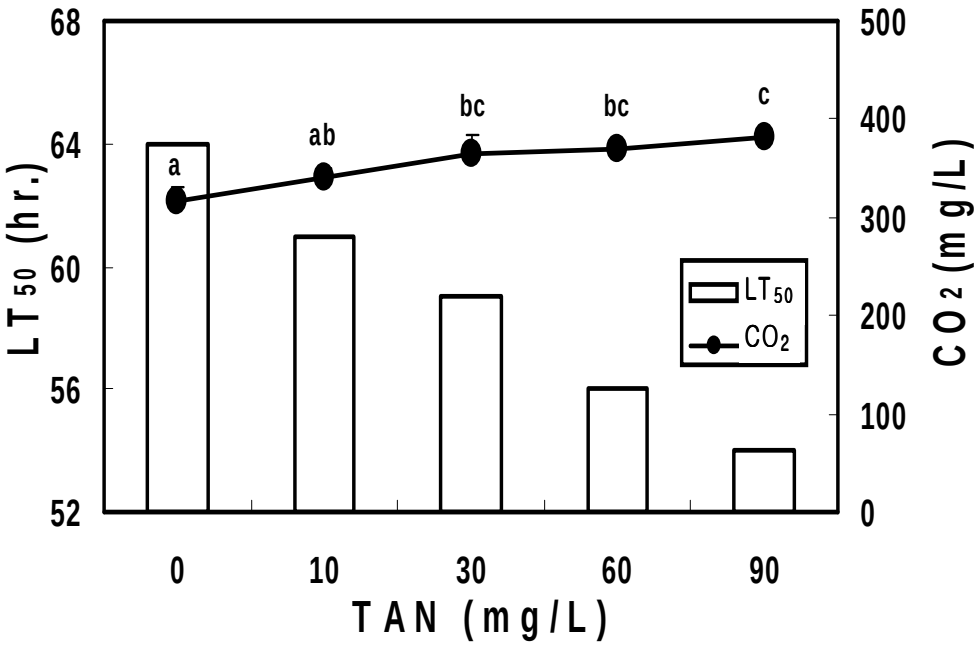

Fig. 6. *Concentrations of free* CO_2 *at the* 50% *Israeli strain common carp fingerlings died* (LT_{50}) *in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial* TAN *concentration and stocking density* (100 g/L).

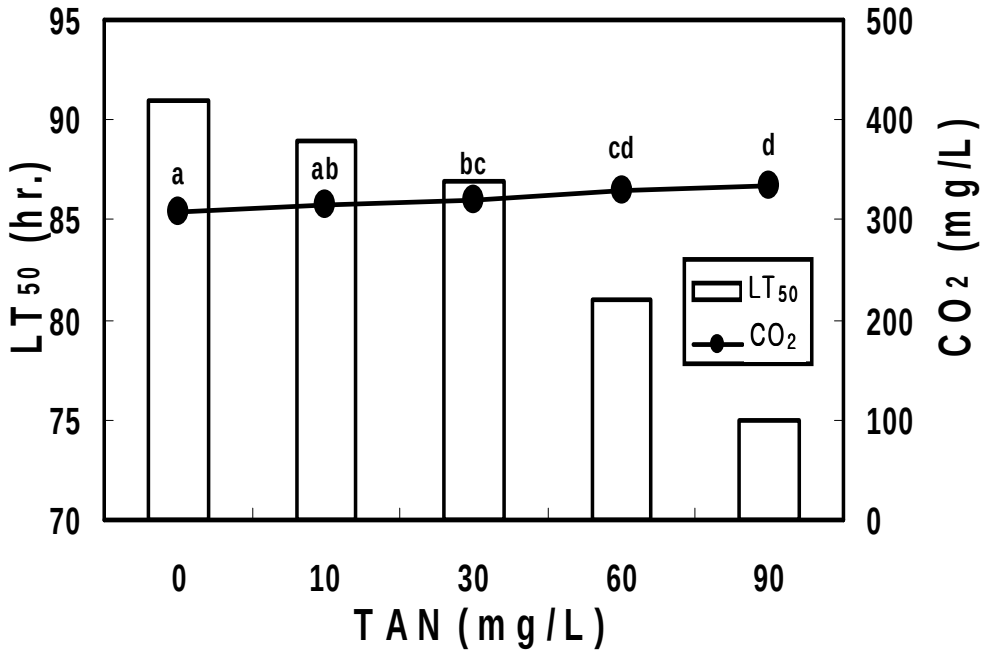

Fig. 7. *Concentrations of free* CO_2 *at the* 50% I*srael strain common carp immature fishes died* (LT_{50}) *in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial* TAN *concentration and stocking density* (100 g/L).

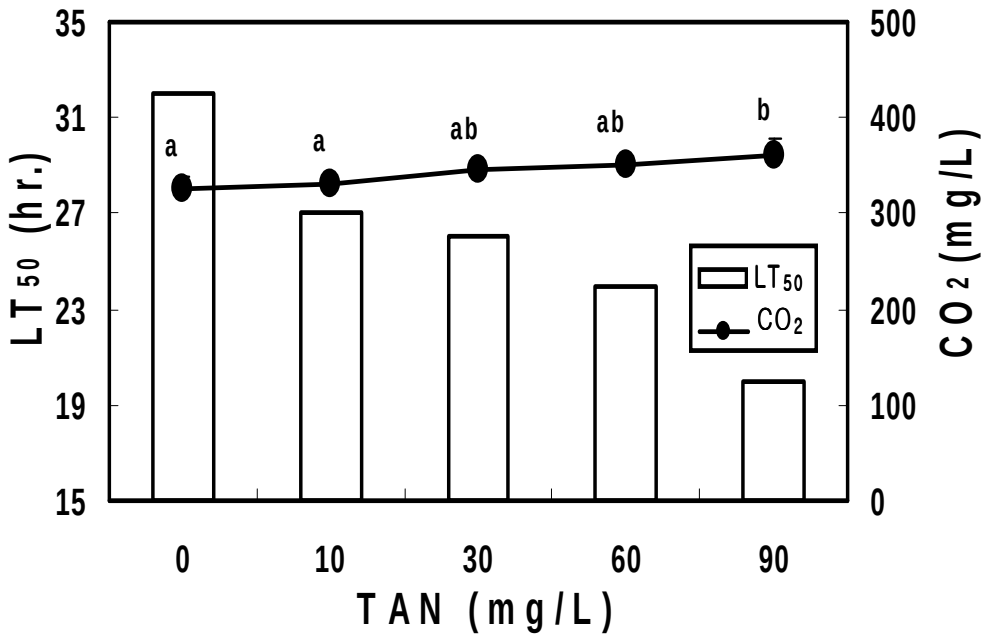

Fig. 8. *Concentrations of free* CO_2 *at the* 50% *Israeli strain common carp fingerlings died* (LT_{50}) *in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial* TAN *concentration and stocking density* (200 g/L).

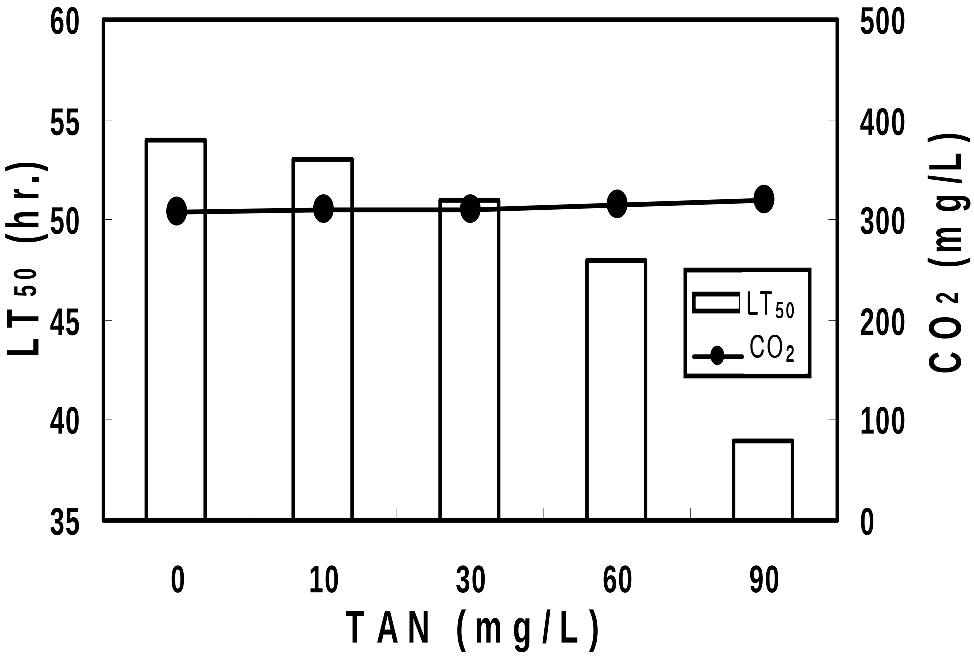

Fig. 9. Concentrations of free CO_2 at the 50% Israeli strain common carp immature fishes died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial TAN concentration and stocking density (200 g/L).

1.4. *p*H, NO_2-N, NO_3-N의 농도 변화

수송 실험 동안 수중의 *p*H는 수용밀도 보다는 어류의 크기 사이에서 작은 것의 경우 조금 더 높은 경향($p<0.05$)을 보였으나 값의 큰 차이는 없었고, *p*H는 6.0-6.3 범위에서 유지되었다. 이때 아질산성 질소는 모든 실험구에서 0.7 mg/L 이상을 나타내었으며, 유의적인 차이가 나타나지 않았다($p>0.05$). 또한 질산성 질소는 수용밀도 면에서는 미성어를 사용했을 때 유의적인 차이가 나타났고($p<0.05$), 어류 크기에 따라서는 미성어에 비해 실험 종료 시 암모니아 농도가 높았던 치어를 이용한 실험구들에서 더 높게 나타났다($p<0.05$).

2. 유리이산화탄소에 대한 급성 독성

2.1. 반수치사시간(LT_{50})

이스라엘계 잉어 치어의 이산화탄소에 대한 급성 독성을 알아보기 위해 어류 수용밀도를 100, 200 g/L로 각각 달리한 플라스틱 봉지에 이산화탄소 가스를 주입하여 수중의 초기 이산화탄소 농도를 50, 100, 150 그리고 200 mg/L로 처리한 실험구와 아무 처리를 하지 않은 대조구의 LT_{50} 값과 그때의 수질변화 값을 T*a*ble 3-4에 나타내었다.

치어를 사용한 S-100-CO_2에서 초기에 이산화탄소 가스를 주입하지 않은 대조구의 경우 64 시간 만에 반수치사가 일어났고, 50, 100, 150 그리고 200 mg/L로 가스를 처리한 각 농도별 실험구들에서는 50, 49, 47, 44 시간이 걸렸다. 밀도를 높여준 S-200-CO_2에서는 대조구의 경우 32 시간, S-200-50, 100, 150 및 200 mg/L에서는 각각 16, 14, 10, 8 시간

만에 반수 치사가 일어났다. 또한 미성어를 이용하였을 때 L-100-CO_2는 대조구가 91 시간 만에 반수치사에 이르렀고, L-100-CO_2-50, 100, 150 및 200 mg/L에서는 각각 84, 83, 74, 60 시간 만에 반수치사가 일어났다. 이 때 밀도를 두 배로 늘인 L-200의 경우 반수치사에 걸린 시간이 대조구의 경우 54 시간, 각 농도별 실험구들에서는 52, 48, 42, 39 시간이 걸렸다.

어류를 플라스틱 봉지 내에 수용하고 수중 유리이산화탄소 농도가 각각 0, 50, 100, 150 및 200 mg/L이 되도록 이산화탄소 가스를 주입하여 실험을 시작하였을 때, 150과 200 mg/L이 되도록 한 실험구에서는 어류들이 약 한 시간가량 마취 상태로 있다가 깨어나는 것을 볼 수 있었다.

농도별 실험구에서는 반수가 폐사에 이르는 평균 시간은 60.3±24.5이었던 대조구가 가장 늦었고, CO_2-200 mg/L 구에서 평균 LT_{50}이 37.8±21.8 시간으로 가장 빨랐다.

어류 크기별로 같은 농도의 값을 처리했을 때, 생존시간은 L-100에서 각 농도별 생존시간의 평균값이 78.4±11.9 시간으로, 가장 길었고, S-200에서 16±9.5 시간으로 가장 짧았다. 그리고 수용밀도별로 값을 비교했을 때 생존시간은 S-100 일 때는 50.8±7.7 시간, S-200 일 때는 16±9.5 시간이었고, L-100 일 때는 78.4±11.9 시간, L-200 일 때는 47±6.4 시간으로 수용밀도가 늘어남에 따라 그 LT_{50} 또한 빨라지는 것으로 나타났다. 또한 같은 양의 어류를 같은 조건 하에서 수송할 경우, 어류의 크기가 작을수록 LT_{50}이 빨라지는 것을 알 수 있었다. 특히 S-200-CO_2-200 mg/L로 되도록 이산화탄소를 주입하여 수송 실험을 한 결과 8시간 만에 반수치사가 일어나는 것을 볼 수 있었다. 모든 실험구에서의 LT_{50}이 황산암모늄을 첨가하여 암모니아 독성을 실험하였을 때보다 빨라졌음을 알 수 있었다.

Table 3. Average LT_{50} (50% lethal time in hours) and water quality parameters at the end of experiment in polyethylene plastic bags for live transportation of Israeli strain common carp fingerling (average body weight 12.8 g) under different initial free CO_2 concentration with two different stocking densities

Stocking density (g/L)	Initial free CO_2 concentration (mg/L)	LT_{50} (hr)	Water quality parameter				
			Free CO_2 (mg/L)	TAN (mg/L)*	pH	NO_2-N (mg/L)	NO_3-N (mg/L)
100	0	64	315.6±14.8	186.9±16.0^a	6.08±0.0	1.00±0.1	23.29±0.1
	50	50	324.6±14.8	171.6±19.0^a	5.99±0.0	0.91±0.0	24.27±0.2
	100	49	323.1±0.0	169.6±10.6^a	6.03±0.0	0.93±0.0	21.59±0.3
	150	47	320.1±4.2	124.7±16.3^b	5.91±0.0	1.04±0.0	21.66±0.7
	200	44	312.6±2.1	90.8±2.3^b	5.95±0.0	0.97±0.1	23.85±0.3
200	0	32	326.1±12.7	149.6±6.8^a	6.01±0.0	1.00±0.0	24.52±0.8
	50	16	328.6±8.2	52.2±0.3^b	6.23±0.0	0.56±0.1	26.71±0.2
	100	14	322.8±8.2	49.4±2.3^b	6.06±0.1	0.71±0.8	25.69±2.1
	150	10	318.4±14.4	33.5±3.2^c	6.02±0.0	0.08±0.0	26.08±0.2
	200	8	312.6±6.2	26.8±0.9^c	5.84±0.0	0.08±0.0	26.25±0.1

* Values within the same column with different letters are significant different ($p<0.05$)

Table 4. Average LT_{50} (50% lethal time in hours) and water quality parameters at the end of experiment in polyethylene plastic bags for live transportation of Israeli strain common carp immature fish (average body weight 107.9 g) under different initial free CO_2 concentration with two different stocking densities

Density (g/L)	Initial free CO_2 concentration (mg/L)	LT_{50} (hr)	Water quality parameter				
			Free CO_2 (mg/L)	TAN (mg/L)*	pH	NO_2-N (mg/L)	NO_3-N (mg/L)
100	0	91	308.1±4.2	112.5±13.1^a	5.97±0.0	1.08±0.0	20.57±0.9
	50	84	318.6±2.1	84.6±9.1^b	6.04±0.1	0.98±0.2	21.08±0.5
	100	83	312.6±10.6	82.4±2.4^b	6.02±0.0	0.94±0.1	21.12±0.4
	150	74	308.1±8.5	77.7±2.4^b	6.03±0.1	1.03±0.1	18.82±3.2
	200	60	306.6±2.1	79.2±4.1^b	5.98±0.0	1.16±0.0	19.42±0.2
200	0	54	306.6±6.4	115.9±7.6^a	6.15±0.1	1.05±0.0	14.07±1.7
	50	52	323.1±4.2	82.8±6.6^b	6.00±0.0	1.04±0.0	15.71±1.0
	100	48	312.6±10.6	84.8±11.6^b	5.98±0.0	1.04±0.0	15.99±2.2
	150	42	309.6±6.4	77.4±5.1^b	6.06±0.1	1.04±0.0	18.73±0.5
	200	39	305.1±4.2	77.4±5.1^b	6.09±0.0	1.01±0.1	12.05±2.3

* Values within the same column with different letters are significant different ($p<0.05$)

2.2. 이산화탄소 독성 농도

각 실험구 별로 수중 유리이산화탄소의 농도가 각각 0(대조구), 50, 100, 150 및 200 mg/L 로 가하였을 때의 LT_{50}과 그 때의 유리이산화탄소 변화 값을 Fig. 10-13에 나타내었다.

치어를 이용한 S-100-CO_2에서는 대조구의 경우 반수치사에 이르렀을 때 유리이산화탄소의 농도가 315.6±14.8 mg/L 였고, S-100-CO_2에서는 50, 100, 150, 200 mg/L 각 농도별로 324.6±14.8, 323.1±0.0, 320.1±4.2 그리고 312.6±2.1 mg/L였다. 그리고 밀도가 두 배로 높아진 S-200에서의 반수치사시 유리이산화탄소 농도가 대조구에서는 326.1±12.7 mg/L 였고, 각 실험구들에서는 328.6±8.2, 322.8±8.2, 318.4±14.4, 312.6±6.2 mg/L로 측정되었다. 또한 L-100-CO_2에서는 대조구의 실험 종료시 유리이산화탄소 농도가 308.1±4.2 mg/L로 나타났고, 초기 농도에 따른 실험구들에서는 각각 318.6±2.1, 312.6±10.6, 308.1±8.5, 306.6±2.1 mg/L였다. 수용밀도를 증가한 L-200에서 측정한 결과 대조구는 306.6±6.4, 실험구들은 각각 323.1±4.2, 312.6±10.6, 309.6±6.4, 305.1±4.2 mg/L로 나타났다.

전 농도별 구간을 평균하였을 때, S-200에서 반수치사시 유리이산화탄소의 농도가 321.7±6.4 mg/L 로 가장 높은 값을 보였고, L-100이 310.8±4.9 mg/L 로 가장 낮은 값을 보였다. 어류 크기에 따라서는 유의차를 보였지만($p<0.05$) 그 값 차이가 크지 않았고, 각 크기에 따른 수용밀도 상에서는 유의차가 없었다($p>0.05$). 수송 시 플라스틱 봉지 내에 수용하는 어류의 밀도가 높고, 수송 어류의 개체 크기가 작을수록 배출되는 이산화탄소의 양이 많으므로 반수치사에 이르는 시간이 짧아졌고, 어류의 수용밀도나 개체의 크기와 관계없이 300 mg/L 이상에 도달하면 폐사가 일어나는 것으로 나타났다.

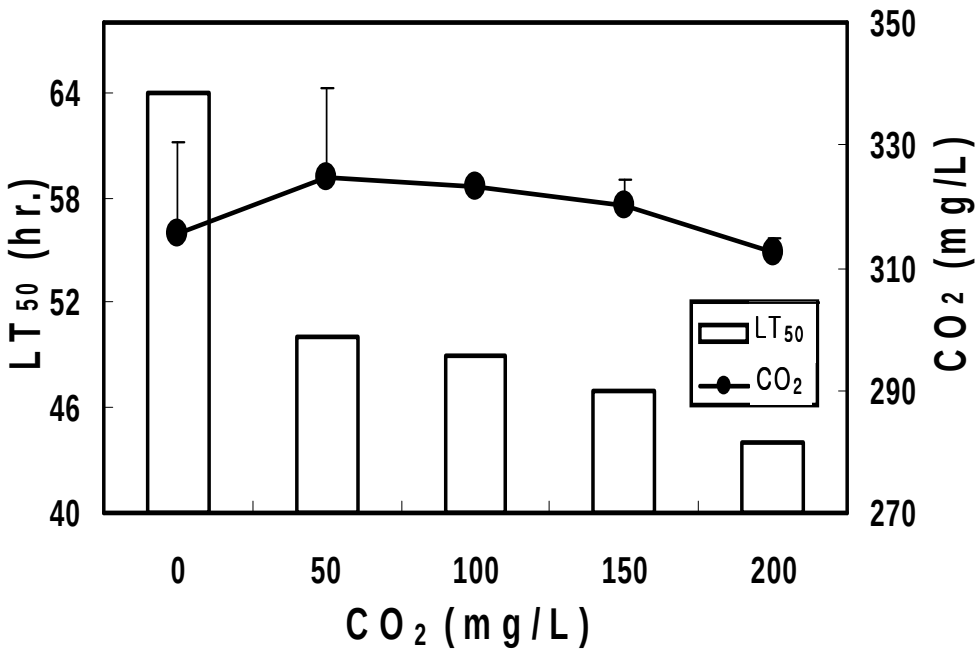

Fig. 10. *Concentrations of* free CO_2 *at* the 50% I*srael*i *strain common carp fingerlings* died (LT_{50}) *in polyethylene plastic* bags *for transportation* experiment *under* different *initial* free CO_2 *concentration and stocking* density (100 g/L).

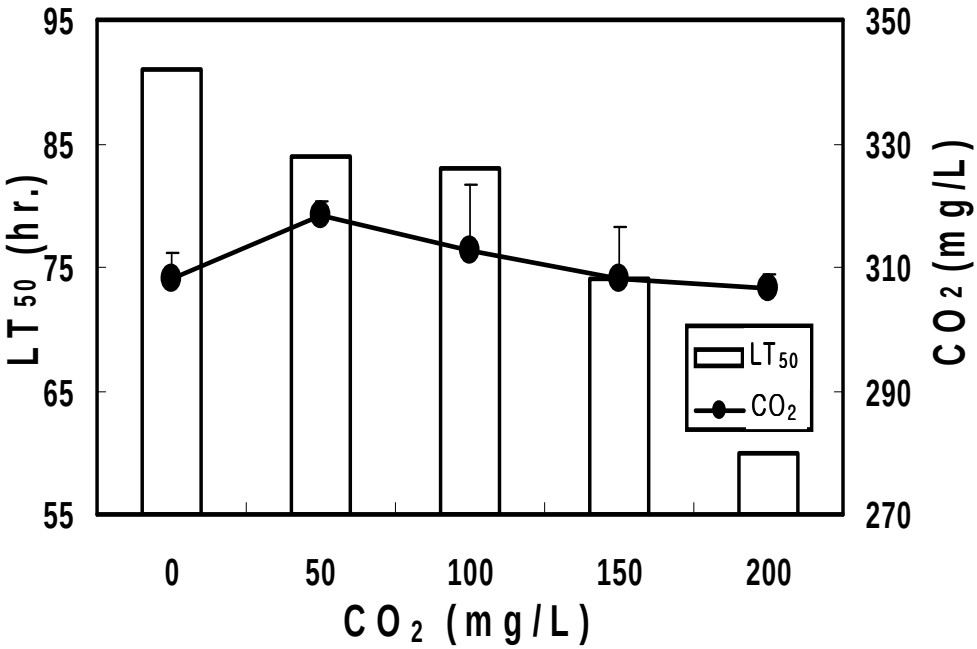

Fig. 11. *Concentrations of free CO_2 at the 50% Israeli strain common carp immature fishes died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial free CO_2 concentration and stocking density* (100 g/L).

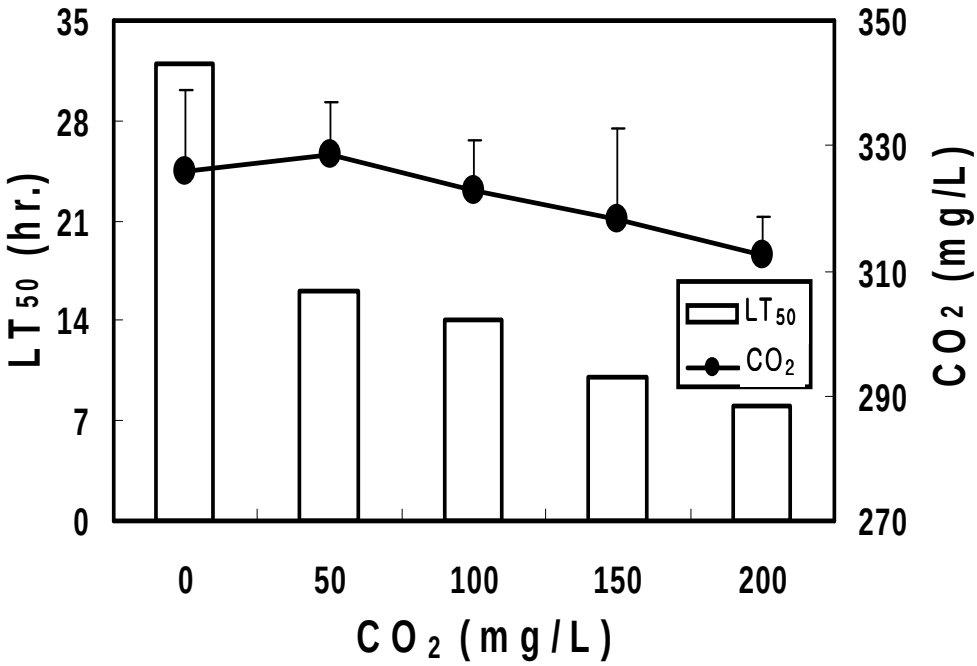

Fig. 12. *Concentrations of* free CO_2 *at* the 50% Israeli *strain common carp* fingerlings died (LT_{50}) *in polyethylene plastic* bags *for transportation* experiment *under* different *initial* free CO_2 *concentration and stocking* density (200 g/L).

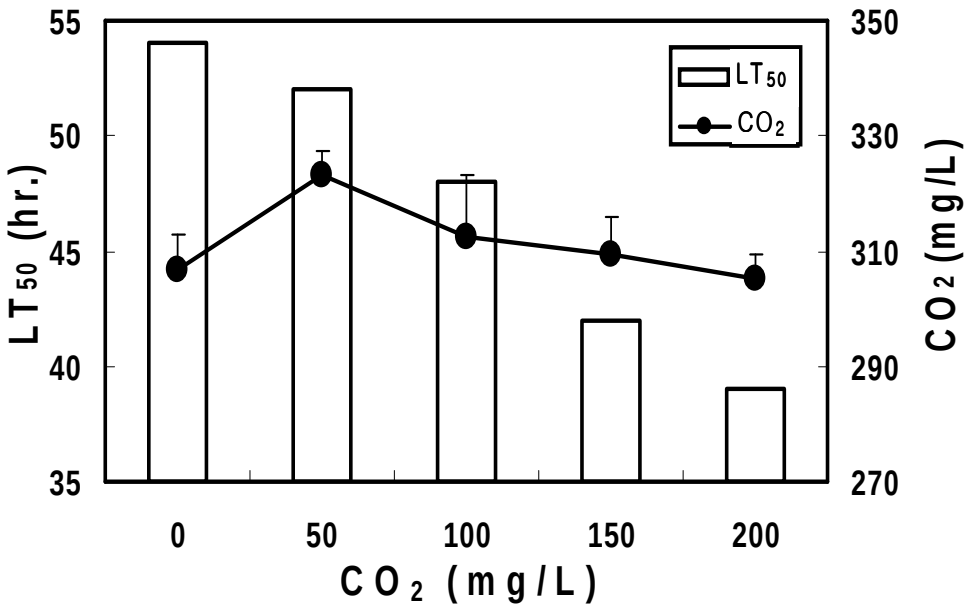

Fig. 13. *Concentrations of free CO_2 at the 50% Israeli strain common carp immature fishes died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial free CO_2 concentration and stocking density* (200 g/L).

2.3. 이산화탄소를 주입했을 때 TAN의 농도 변화

독성원으로 이산화탄소 가스를 폴리에틸렌 플라스틱 봉지에 주입하여 초기 유리이산화탄소 농도가 각각 50, 100, 150 및 200 mg/L이 되도록 맞추고 실험 어류의 50%가 폐사한 시점의 수중 TAN 농도를 조사하여 F*ig*. 14-17에 나타내었다.

S-100-CO_2의 대조구는 반수치사 시 수중 TAN 농도가 186.9±16.0 mg/L 였고, S-100-CO_2-50, 100, 150, 200 mg/L에서는 각각 171.6±19.0, 169.6±10.6, 124.7±16.3, 90.8±2.3 mg/L로 나타났다. 수용밀도를 증가한 S-200-CO_2의 대조구는 149.6±6.8 mg/L, S-200-CO_2-50, 100, 150, 200 mg/L에서는 52.2±0.3, 49.4±2.3, 33.5±3.2, 26.8±0.6 mg/L로 측정되었다.

L-100-CO_2의 경우 대조구에서는 112.5±13.1 mg/L, 각 농도별 실험구들에서는 84.6±9.1, 82.4±2.4, 77.7±2.4, 79.2±4.1 mg/L로 나타났으며, L-200-CO_2에서는 반수치사가 일어났을 때 대조구의 경우 115.9±7.6 mg/L, 다른 농도별 실험구들에서는 82.8±6.6, 84.8±11.6, 77.4±5.1, 77.4±5.1 mg/L으로 측정되었다.

전체적인 경향은 급성 독성원으로 황산암모늄을 첨가한 실험과 반대의 값을 보였다. 황산암모늄을 농도별로 첨가한 후 조사했을 때는 처음 수중 TAN 농도가 높을수록 반수치사가 일어났을 때의 TAN의 값이 오히려 증가했는데, 이산화탄소를 독성원으로 사용했을 때는 실험 시작 시 유리이산화탄소의 농도가 높을수록 50% 개체가 폐사했을 때의 수중 TAN 농도가 낮게 나타났다. 따라서 반수치사가 일어나서 실험을 종료했을 때 가장 높은 TAN 값을 보인 것은 평균값이 141.2±34.8 mg/L 대조구였고, 가장 낮은 TAN 값을 나타낸 것은 그 평균값이 68.6±28.5 mg/L 로 CO_2-200 mg/L 구였다($p<0.05$). 또한 LT_{50}이 짧을수록 TAN의

값도 낮게 나타났다.

치어를 200 g/L 밀도로 수용한 실험구의 TAN 평균값이 62.3±50.0 mg/L으로 마지막 실험 종료 시 가장 낮게 나타났고, 100 g/L 밀도로 수용했을 때 148.7±39.8 mg/L로 가장 높게 나타났다. 미성어를 이용한 실험에서는 반수 치사가 일어났을 때의 TAN 값 사이에서 유의적인 차이를 볼 수 없었다(p>0.05).

2.4. *p*H, NO_2-N, NO_3-N의 농도 변화

수송 시 유리이산화탄소에 의한 급성 독성 실험 중의 *p*H는 어류의 크기 및 수용밀도 사이에서 유의적인 차이를 보이지 않았으며(p>0.05), *p*H는 5.9-6.2 사이였다. 아질산성 질소는 작은 것을 200 g/L 밀도로 수용한 CO_2-150, 200 mg/L 구에서 0.08 mg/L로 아주 낮게 나왔고 나머지 실험구에서는 0.5 mg/L 이상을 나타내었으며, 큰 차이는 나타나지 않았다(p>0.05). 또한 질산성 질소는 수용밀도에서 유의적인 차이를 보였고(p<0.05), 어류 개체 크기가 작을수록 값이 더 높게 나타났다(p<0.05). 또한 전 실험구에서 반수치사 시 용존산소 농도는 1.3-1.8 mg/L 로 측정되었다.

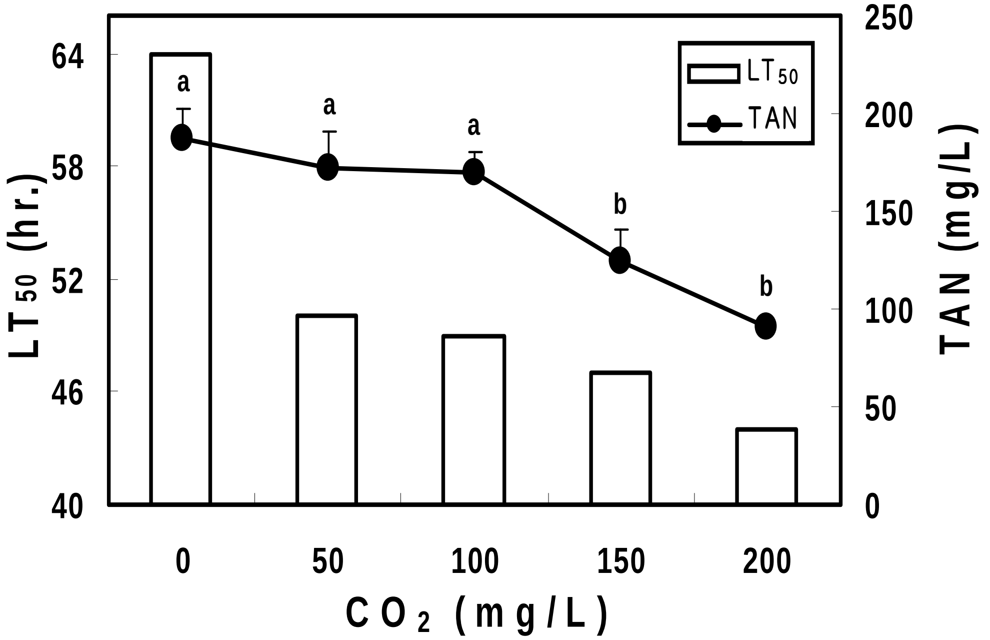

Fig. 14. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp fingerlings died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial free CO_2 concentration and stocking density (100 g/L).

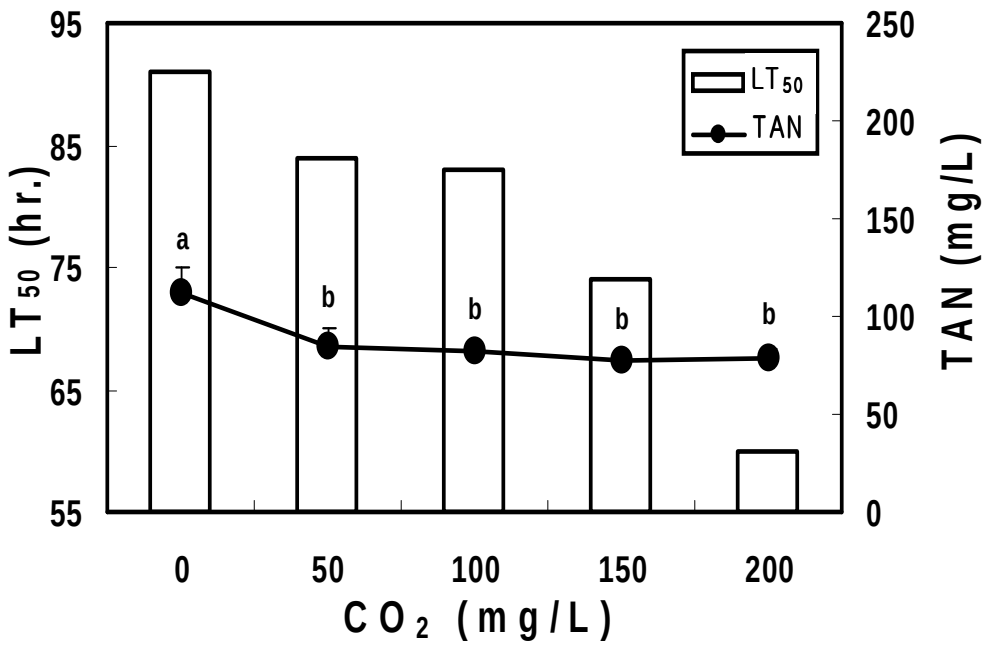

Fig. 15. *Concentrations of* TAN *at* the 50% I*sraeli strain common carp immature fishes* died (LT_{50}) *in polyethylene plastic* bags *for transportation* experiment *under* different *initial* free CO_2 *concentration and stocking* density (100 g/L).

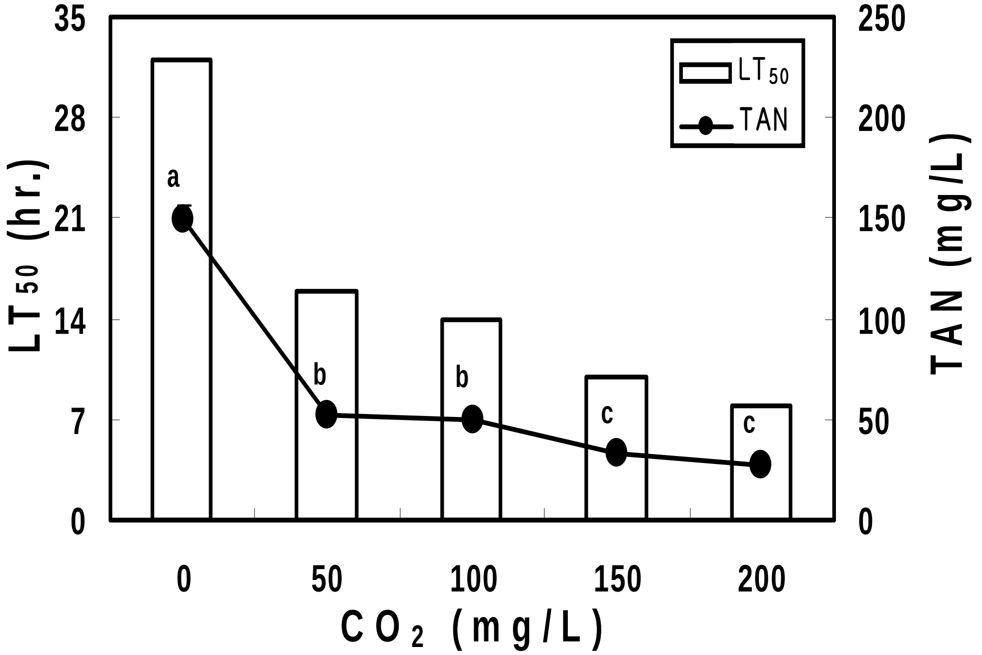

Fig. 16. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp fingerlings died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial free CO_2 concentration and stocking density (200 g/L).

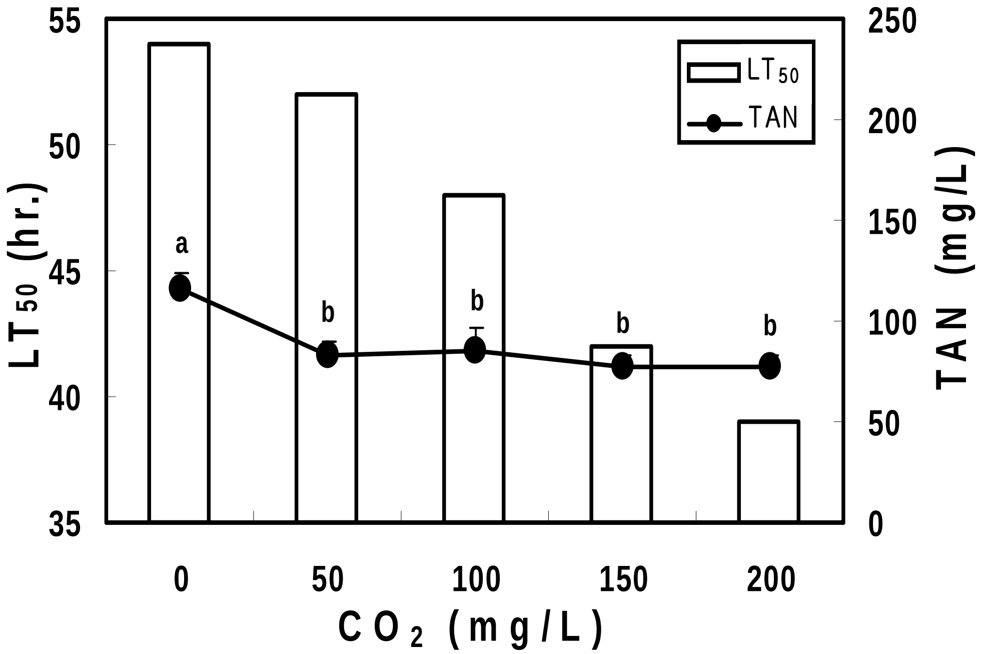

Fig. 17. Concentrations of TAN at the 50% Israeli strain common carp immature fishes died (LT_{50}) in polyethylene plastic bags for transportation experiment under different initial free CO_2 concentration and stocking density (200 g/L).

Ⅳ. 고찰

TAN에 대한 급성 독성

TAN은 *stressor*로서 혈액 순환계로 *corticosteroid hormone* 방출을 자극하게 되고(T*omasso*, 1994), 경골어류가 급성 또는 아급성 암모니아에 노출되었을 때에는 혈장 내 코티졸을 비롯해 카테콜아민(*ca*tech*ola*m*ine*) 농도 (S*pot*te *and* A*nderson*, 1989; J*ene*y et *a*l., 1992), 호흡과 순환(Sm*art*, 1978; L*ang* et *a*l., 1987), 신진대사 요소(K*örting*, 1969; S*ousa and* Mea*de*, 1977; Nem*csók* et *a*l., 1984; *Begu*m, 1987) 등에 영향을 받게 된다. 암모니아에 심하게 중독된 어류는 중앙 신경계에 암모니아의 독성이 영향을 미친다(W*ilson* et *a*l., 1969; Sm*art*, 1978; H*illaby and* R*andall*, 1979; K*noph*, 1992, 1996). 어류가 수중 암모니아에 노출되었을 때 처음 나타나는 급성 독성 작용은 내부적으로 축적된 암모니아가 뇌의 산화에너지 대사를 손상시키고 Sm*art*(1978)에 의해 보고된 바와 같이 뇌의 높은 인산화합물 에너지를 감소시킬 수 있다. 급성 암모니아 중독은 밀폐된 시스템의 어류 수송이나 갑자기 물 공급이 중단된 것과 같은 물 교환이 부족한 상황에서 대부분 발생한다(K*noph*, 1996).

황산암모늄을 첨가한 TAN 독성 실험에서 LT_{50}은 크기가 작은 S-100-TAN에서 평균 59 시간, S-200-TAN에서 26 시간이었고, 크기가 큰 L-100-TAN에서는 평균 85 시간, L-200-TAN에서는 평균 49 시간으로 나타났다. 또한 S-100-TAN과 S-200-TAN의 실험 종료 시 수중 TAN의 평균값이 T*a*ble 5와 같이 각각 248 mg/L, 205 mg/L이었고, L-100-TAN과 L-200-TAN의 경우 그 평균값이 각각 127 mg/L, 125 mg/L로 미성어를 사용한 실험구들에 비해 2배 가까이 높았다. 이것은

개체 크기가 작을수록 활발한 대사 작용으로 인해 배출되는 TAN의 양이 많은 것에 기인한다고 생각된다. *Brett*와 *Glass* (1973) 그리고 W*iesner* (1985)는 연어류에서 개체 크기에 따라 활동 대사율과 심장 대사활동이 증가한다고 했고, O*ika*w*a*와 It*aza*w*a* (1984) 그리고 W*ieser* 등 (1990)은 어류 크기가 증가할수록 산소 소비 및 대사활동이 감소하게 된다고 했다. 고밀도로 어류를 수용하는 것과 같은 장기적인 스트레스는 면역적격성(R*otll*a*n*t et *a*l., 1997), 대사(M*ontero* et *a*l, 1999; V*ijayan* et *a*l., 1990) 그리고 성장률(*Procarion*e et *a*l, 1999) 등 어류의 생리학적인 많은 측면에 해로운 영향을 미친다고 알려져 있다. 板澤 (1982)는 운반시 수량을 적게 하고 수용밀도를 높이게 되면, 어류 배설물에 의해서 운송수의 수질은 단시간에 급속히 악화되므로 어류에 해로운 영향을 미치게 된다고 했다. 이와 같이 동일한 개체 크기에서 같은 농도의 TAN 농도를 처리하고 수용밀도만을 달리하였을 때, 수용밀도가 2배로 늘어남에 따라 그 LT_{50}이 2배 이상 빨라졌다.

플라스틱 봉지를 이용한 이스라엘 잉어 치어 수송을 조사한 박(2002)의 실험에서는 수중 TAN이 60 mg/L을 초과할 경우 폐사를 일으키는 것으로 추측된다고 하였는데, 본 실험 결과 T*a*ble 1-5에 나타낸바와 같이 S-100-TAN-90에서는 반수치사시 수중 TAN의 농도가 349 mg/L였지만, S-200-CO_2-200에서는 27 mg/L에 지나지 않았고, 실험어의 크기별 평균에서도 S-100-TAN은 248 mg/L, S-200-TAN은 205 mg/L, L-100-TAN은 127 mg/L, L-200-TAN은 125 mg/L였으며, S-100-CO_2에서는 149 mg/L, S-200-CO_2에서는 62 mg/L, L-100-CO_2에서는 87 mg/L, L-200-CO_2에서는 88 mg/L였다. 이것으로 수중의 TAN 농도 높을 때 어류의 TAN 배설량이 많아진다는 것은 알 수 있지만, 이것으로 어류 폐사를 유발하는 정확한 급성독성 농도를 규정하기는 어렵다. 어류

는 TAN을 배설함으로써 체내 TAN 농도를 낮게 유지하려고 하고, NH_3의 배설량은 혈액과 물 사이의 NH_3 기울기 차이에 의해 결정된다 (Wilson et al., 1994).

TAN은 이온화된 암모니아(NH_4^+)와 비이온화된 암모니아(NH_3)로 나누어지는데 이중 어류에게 해로운 것은 NH_3이다. 많은 연구들에서 NH_3 기울기가 암모니아 상승률의 결정에 중요하기 때문에 수중의 NH_3 농도를 암모니아 독성으로 표현하고 있다. TAN은 *p*H에 따라 NH_3로 남아있는 비율이 달라진다. 따라서 수중 *p*H 측정은 암모니아 독성을 규정하기 위해 여전히 필수적이다(Wright et al., 2001). *p*H가 높은 알칼리성일수록 NH_3의 비율이 많아지며, *p*H 값이 8 전후에서는 *p*H가 1단위만큼 증가할수록 NH_3의 양은 약 10배로 증가한다. 따라서 *p*H가 높은 해수에서는 그 독성이 대단히 강하게 나타나서, TAN의 양이 조금만 높아져도 치명적인 피해를 주는 일이 많다(김, 2002). Ball (1967)에 의하면, 어류의 NH_3에 대한 96-hour LC_{50}는 0.5에서 3.8 mg/L 사이이고, Weirichh 등(1993)은 sunshine bass (*Morone chrysops*)를 0.32-0.6 mg/L-NH_3에 96시간 노출시켰을 때 50%가 폐사한다고 보고하였고, Russo와 Thurston (1991)에 의하면 무지개 송어의 경우 96-hour LC_{50}이 0.16-1.1 mg/L-NH_3, 차넬메기는 0.50-3.8 mg/L-NH_3, 블루길은 0.55-3.0 mg/L-NH_3이다. 이중 특히 잉어는 96-hour LC_{50}이 2.2 mg/L-NH_3으로 해산어를 비롯한 다른 어류에 비해 NH_3에 비교적 강한편이다. 본 실험에서 측정된 TAN 농도에서 NH_3의 값을 Huguenin과 Colt (1989)에 의한 식으로 계산해보면 0.03-0.349 mg/L-NH_3이었다.

. 이번 실험 중 유지된 평균 *p*H 6.1 하에서는 NH_3의 농도가 실험어에게 거의 영향을 미치지 않은 것으로 판단된다. Knoph (1996)은 대서양연어(*Salmo salar* L.)을 대상으로 한 실험에서 황산암모늄을 독성원으로

하여 암모니아의 급성 독성을 관찰하였을 때, 수중 TAN의 농도가 55 mg/L 이상에서는 40%의 폐사율을 보였고 100 mg/L 이상의 농도에서는 100% 폐사를 나타났지만 이것은 앞서 말한바와 같이 담수어에 비해 수중 *p*H 농도가 높은 해산어가 TAN에 대해 더 위험하기 때문이다.

이산화탄소에 대한 급성 독성

이산화탄소 가스를 주입하여 이산화탄소 독성을 실험했을 때 반수치사시 LT50은 S-100-CO_2에서 평균 51 시간, S-200-CO_2에서 평균 16시간, L-100-CO_2에서 평균 78 시간, L-200-CO_2에서 평균 47 시간으로 나타났다. 앞의 TAN 독성 실험과 마찬가지로 어류의 개체 크기가 작고 수용밀도가 높을수록 LT_{50}은 짧아졌고, 특히 TAN을 독성원으로 했을 때보다 반수치사에 이르는 시간이 짧아진 것을 알 수 있다(Table 5).

높은 수용밀도와 낮은 환수율은 활어 수송 동안 이산화탄소를 독성농도에 이르게 한다(Grøttum and Sihtolt, 1996). 고농도의 이산화탄소는 어류 혈액의 산소 운반 능력에 해를 미치기 때문에 어류에 있어서 치명적이다(Berka, 1986). 수중의 유리이산화탄소의 상승은 아가미에서 이산화탄소의 기울기 차에 의해 체내 이산화탄소 감소를 방해한다. 이로 인해 어류의 체내에 이산화탄소가 축적되게 하고 혈액의 산-염기 상태에 영향을 미치며 아가미에서 조직으로의 산소 수송을 억제하고(Perry and Wood. 1989), 경골어류에서 혈액의 산소에 대한 친화력은 CO_2에 형향을 받게 된다(Branuner and Randall, 1996). 특히, 수중의 CO_2가 빠져나갈 수 없는 플라스틱 봉지를 이용한 밀폐식 수송의 경우 CO_2의 축적은 더욱 심각하다 할 수 있다(Fivelstad et al., 1998).

수중에 CO_2가 축적되면 어체 내의 CO_2가 밖으로 빠져나오지 못하고

축적되면서 어체에 해로운 영향이 커진다. 급성 이산화탄소의 중독은 고밀도 양식 시설에서도 일어날 수 있으며, 그 외에 육상 해산양식장과 같은 곳에서나 활어를 운반하는 동안 너무 고밀도로 수용하거나 물 교환율이 낮은 경우 이산화탄소 독성으로 어류 폐사가 보고되었다(*Grøttum and Sigholt*, 1996). 유럽산 농어(*Dicentrarchus labrax*)의 이산화탄소의 급성독성은 약 100~115 mg/L에서 나타났으며 (*Grottum and Sigholt*, 1996), 해산 경골어류인 붕장어류의 일종인 *Conger conger*에 아치사성 이산화탄소 농도는 8 mmHg에서 관찰되었고 (*Toews et al.*, 1983), 무지개 송어의 경우 12 mg/L 이상에 노출시켰을 경우우 신장에 석회가 침전되는 신석회침착증(*nephrocalcinosis*) 발병률이 증가하는 것이 보고 되었다(*Smart et al.*, 1979). 또한, 수중의 CO_2 증가에 의한 혈액의 산성혈증(*acidosis*)에 의해 산소의 수용력이 감소되는 *root* effect는 어류에서만 발견되는 것으로 결국 어류는 동맥혈의 산소 수용력 감소로 호흡곤란을 일으키게 된다(*Randall and Brauner* 1998; *Branuner and Randall*, 1996). *Boyd* (1990)에 의하면 어류에 있어 최대 이산화탄소 농도는 10-15 mg/L를 권장한다.

이산화탄소를 독성원으로 실험하였을 때 유리이산화탄소의 농도가 높을수록 TAN의 값은 낮게 나타나는 경향을 보였다(*Table* 5). 이것은 TAN과 유리이산화탄소 사이에서 *p*H에 의한 영향과 포장 시 초기에 TAN에 비해 어류에서 배출되는 이산화탄소의 양이 많기 때문에 그만큼 급성독성 농도에 빨리 도달하고, 이로 인해 어류 폐사가 일어나고 자연히 어류에서 배출되는 TAN의 축적량이 그만큼 작아진 것으로 생각된다.

이산화탄소의 증가는 수중의 *p*H 감소의 원인이 되고, 산성의 *p*H는 이산화탄소의 독성을 증가시키지만 TAN의 독성 부분(NH_3)은 감소시킨

다(McFarland and Norris, 1958). 또한 NH_3의 독성은 수중 이산화탄소 농도와 함께 증가하지만, 수중 이산화탄소가 60 mg/L 이상으로 증가함에 따라 암모니아 중 독성을 띄는 NH_3 부분이 감소되기 때문에 TAN의 양에 대한 독성은 줄어들게 된다(Alabaster and Herbert, 1954; Lloyd and Herbert, 1960). 잉어를 대상으로 실험한 경우 수중의 *p*H가 6.2~9.0의 범위에서 변화하였을 때 혈중 *p*H는 7.7~8.2의 범위로 유지된다고 하였다. 본 실험 중 수중 *p*H 평균 6.1로 큰 폭으로 변하지 않았다.

황산암모늄을 첨가한 TAN의 급성독성 실험과 이산화탄소 가스를 주입한 이산화탄소에 대한 급성독성 실험에서 반수치사에 이르는 TAN의 농도는 각각의 다른 초기 농도 실험구들에서 앞서 말한바와 같이 27-349 mg/L까지 큰 차이를 보였지만, 유리이산화탄소의 농도는 반수치사가 일어났을 때 TAN 독성 실험에서는 S-100-TAN은 354 mg/L, S-200-TAN은 344 mg/L, L-100-TAN은 321 mg/L, L-200-TAN은 312 mg/L였으며, 이산화탄소 독성 실험에서는 S-100-CO_2에서는 319mg/L, S-200-CO_2에서는 322 mg/L, L-100-CO_2와 L-200-CO_2에서는 311 mg/L으로 모든 대조구와 실험구들에서 300 mg/L 이상으로 나타났다(Table 5).

박(2002)의 실험에서 TAN의 농도가 60 mg/L 이상 그리고, 유리이산화탄소의 농도가 300 mg/L 이상일 때 어류 폐사에 영향을 미친다는 것은 폴리에틸렌 플라스틱 봉지를 이용하여 수송을 할 때 포장한 후 초기에는 이산화탄소의 배출량이 높기 때문에(Chow et al., 1994; Randall and Wright, 1989) 유리이산화탄소의 농도가 먼저 폐사 농도인 300 mg/L 이상에 도달하여 어류가 폐사하였기 때문에 TAN이 배설되지 않아 더 이상 수중에 축적되지 못했기 때문인 것으로 생각된다.

결론적으로 아가미 호흡을 하는 어류를 살아있는 상태로 운반하는 것은 육상 동물과 달리 매우 어려운 일이다. 어류 수송 시 환경을 사육 조건과 비슷하게 맞추어 주는 것이 가장 좋은 방법이지만, 이를 위해서는 많은 양의 물이 필요하고 또한 많은 비용과 노력을 요하게 된다. 따라서 어류를 수송할 때 그 밀도가 높아질 수밖에 없고 이로 인해서 운반 용기 내 수질 악화는 피할 수 없기 때문에 적정 조건을 유지하여 장기간 운송 어류를 생존시키는 대책이 필요하다.

플라스틱 봉지를 이용한 수송과 같이 밀폐된 공간에서 TAN이나 유리이산화탄소의 축적은 자연적이든 인위적인 힘에 의한 것이든지 지속적으로 물의 순환이 이루어지는 양식 환경에 비해 높아질 수밖에 없다. 따라서 다음 방양 장소까지 최상의 상태로 어류를 운반하기 위해서는 수송 시작 전에 어류를 수용한 플라스틱 봉지 내의 수송환경을 각 수송 어류의 특성에 맞추어 최적으로 유지되도록 준비해야한다. 수질은 폐쇄된 조건에서 수송되는 어류의 생존을 결정하는데 매우 중요한 인자이고 특히 TAN과 이산화탄소는 헤모글로빈과 산소의 결합 능력에 영향을 미치는 등 수송 동안 어류 생존에 해로운 영향을 미친다(*Bis*w*as*, 1990; *Pa*ter*son* et *a*l., 2003). 따라서 어류 수송시 폐사의 주된 원인으로 생각되던 TAN과 이산화탄소의 독성에 관한 실험을 해본 결과 먼저 실험 중 모든 대조구와 실험구들에서 측정된 *p*H의 농도 하에서는 TAN의 NH_3 농도가 극히 작았고, 특히 그때 유리이산화탄소의 농도는 모두 300 mg/L 이상이었으므로 이것 또한 NH_3의 독성을 감소시킨 원인이 되었다. 또한 이산화탄소 독성 실험의 한 실험구는 반수치사시 TAN의 농도가 27 mg/L인데도 불구하고 폐사를 하였고, TAN의 독성 실험에서는 349 mg/L는 되어야 반수치사가 일어났다. 그러나 이때의 이산화탄소 농도들은 모두 300 mg/L 이상으로 일정하였다. 따라서 이스라엘 계통 잉

어의 치어와 미성어 운반 시 LT_{50}에는 TAN보다 이산화탄소가 더 직접적인 영향을 미친다.

Table 5. Average of LT_{50} and concentration of TAN and CO_2 at the end of experiment in polyethylene plastic bags for live transportation of Israeli strain common carp under different initial TAN and free CO_2 concentration with two different stocking densities and size (fingerling, immature fish)

Size	Stocking density (g/L)	TAN treatment			CO_2 treatment		
		LT_{50} (hr.)*	concentration of TAN (mg/L)*	concentration of CO_2 (mg/L)*	LT_{50} (hr.)*	concentration of TAN (mg/L)*	concentration of CO_2(mg/L)*
Fingerling	100	59^{a}	248^{a}	354^{a}	51^{a}	149^{a}	319^{ab}
(S)	200	26^{b}	205^{a}	344^{a}	16^{b}	62^{b}	322^{a}
Immature fish	100	85^{a}	127^{b}	321^{b}	78^{c}	87^{b}	311^{c}
(L)	200	49^{b}	125^{b}	312^{b}	47^{a}	88^{b}	311^{bc}

* Values within the same column with different letters are significant different ($p<0.05$)

Ⅴ. 요약

플라스틱 봉지를 이용한 어류의 치어나 관상어를 수송하는 방법은 간단하면서도 편리한 방법이다. 그러나 플라스틱 봉지 내에서의 수질은 소량의 물에 많은 양의 어류를 수송하게 되므로 운반 어류의 대사과정에서 배출되는 대사산물로 인하여 쉽게 오염된다. 암모니아(TAN)와 유리이산화탄소(free CO_2)는 플라스틱 봉지의 운반 시간에 영향을 미치는 가장 일반적인 유독한 대사산물이다. 따라서 수송어류를 절식시키거나 수온을 낮추므로 써 대사산물의 발생을 억제하기도 하지만, 앞의 실험에서 나타난 결과에 의하면 대사산물의 발생을 억제하여 수송 시간을 늘릴 수 있다고 하더라도 TAN과 CO_2의 농도가 어느 수준에 이르게 되면 어류의 폐사에 직접적인 원인이 된다고 하였다. 이것은 축적된 TAN과 CO_2의 독성이 플라스틱 봉지를 이용한 활어 수송 시간을 연장하는데 가장 중요한 요인이다. 따라서 플라스틱 봉지를 이용한 수송 방법의 효율을 증가시켜 수송 시간을 늘리기 위하여 이스라엘 계통 잉어 치어 및 미성어에 대한 TAN과 CO_2의 급성 독성을 조사하였다.

급성 독성을 조사하기 위하여 플라스틱 봉지에 어류를 수용할 때 황산암모늄을 사용하여 여러 가지 농도의 TAN(TAN-0, -10, -30, -60, -90 mg/L)과 순수 탄산가스를 이용하여 $CO2$(CO_2-0, -50, -100, -150, -200 mg/L)를 넣었고 평균체중 12.8 g과 107.8 g의 이스라엘 계통의 잉어 치어 및 미성어를 이용하여 조사하였다. 그리고 수송 밀도에 대한 영향을 알기 위하여 두 크기 모두 1리터 당 100 g과 200 g의 두 가지 밀도를 실험하였다. 폴리에틸렌 플라스틱 봉지 내에 수용 어류의 50%가 죽는 시간을 측정하여 반수치사시간 (LT_{50})으로 계산하고 실험을 종료하였다. 플라스틱 봉지 내의 물의 *p*H, TAN, CO_2, NO_2-N, and NO_3-N를 어류

수용 후 1, 2, 4, 8, 16, 24, 48 및 72 시간 간격으로 채수하여 측정하였고 모든 실험구는 2반복으로 하였다.

치어(S)를 낮은 밀도로 수용하여 0, 10, 30, 60 *an*d 90 mg/L의 TAN을 넣은 실험구(S-100-TAN-0, -10, -30, -60, -90)에서의 LT_{50}는 각각 64, 61, 59, 56, 및 54 시간으로 나타났고 높은 밀도로 수용한 실험구(S-200-TAN-0, -10, -30, -60, 및 -90)에서의 LT50는 32, 27, 26, 24, 및 20 시간으로 조사되었다. 이들 두 실험구에서 실험 종료 시의 수중의 TAN 농도는 S-100-TAN-0, -10, -30, -60, 및 -90 실험구의 경우 각각 187, 191, 238, 274, 및 349 mg/L으로 조사된 반면 S-200-TAN-0, -10, -30, -60, 및 -90 실험구의 경우 각각 150, 153, 189, 246 및 287 mg/L로 조사되었다. 한편 치어에서 낮은 수용밀도인 S-100-TAN-0, -10, -30, -60, 및 -90 실험구에서 실험 종료 시의 *C*O2의 농도는 각각 316, 342, 365, 369, 및 381 mg/L로 조사되었고 반면 높은 수용밀도인 S-200-TAN-0, -10, -30, -60, 및 -90 시험구의 경우 그 값이 각각 326, 332, 347, 352 및 362 mg/L로 조사되었다. 실험 종료 시의 수중의 TAN과 *C*O2의 농도는 초기 처리 TAN 농도가 증가하는데 따라 빠르게 증가하였다.

미성어를 낮은 밀도로 수용하여 0, 10, 30, 60 *an*d 90 mg/L의 TAN을 넣은 실험구(L-100-TAN-0, -10, -30, -60, -90)에서의 LT50는 각각 91, 89, 87, 81, 및 75 시간으로 나타났고 높은 밀도로 수용한 실험구(L-200-TAN-0, -10, -30, -60, 및 -90)에서의 LT50는 54, 53, 51, 48, 및 39 시간으로 조사되었다. 이들 두 실험구에서 실험 종료 시의 플라스틱 봉지 내 수중의 TAN 농도는 L-100-TAN-0, -10, -30, -60, 및 -90 실험구의 경우 각각 113, 113, 118, 139, 및 154 mg/L로 조사된 반면 L-200-TAN-0, -10, -30, -60, 및 -90 실험구의 경우 각각 116, 103,

113, 143 및 150mg/L로 조사되었다. 또한 실험 종료 시의 플라스틱 봉지 내 수중의 TAN 농도는 L-100-TAN-0, -10, -30, -60, 및 -90 실험구의 경우 각각 308, 316, 320, 329, 및 334 mg/L으로 조사되었고, L-200-TAN-0, -10, -30, -60, 및 -90 실험구의 경우 각각 307, 310, 311, 316 및 319 mg/L로 조사되었다. 실험 종료 시의 미성어 실험구의 TAN 농도는 치어 실험구에 비해 낮게 나타났지만 CO_2의 농도는 치어 실험구와 차이가 없었다.,

치어(S)를 낮은 밀도로 수용하여 0, 50, 100, 150 및 200 mg/L의 CO_2를 넣은 실험구의 LT_{50} 값은 S-100-CO_2-0, -50, -100, -150 및 -200 실험구의 경우 각각 64, 50, 49, 47, 및 44 시간으로 조사되었고 높은 수용밀도로 수용한 S-200-CO_2-0, -50, -100, -150 및 -200 실험구의 경우 각각 32, 16, 14, 10, 및 8 시간으로 조사되었다. 이들 두 실험구에서 높은 밀도로 실험한 실험구의 LT_{50}은 낮은 밀도로 실험한 실험구에 비해 아주 짧았고, 실험 종료 시 두 가지 밀도 실험구의 플라스틱 봉지 내 수중의 CO_2 농도는 초기 CO_2 처리 농도에 따른 차이는 없었으며 S-100-CO2-0, -50, -100, -150, 및 -200 실험구의 CO_2 농도 범위는 313-325 mg/L인 반면 S-200-CO2-0, -50, -100, -150, 및 -200 실험구의 경우 313 - 329 mg/L 범위로 나타났다. 실험 종료 시 S-100-CO_2-0, -50, -100, -150, 및 -200 실험구의 TAN 농도는 각각 187, 172, 170, 123, 및 91 mg/L이었으며, S-200-CO_2-0, -50, -100, -150, 및 -200 실험구의 경우 각각 150, 52, 49, 34 및 27 mg/L이었다.

미성어(L)를 낮은 밀도로 수용하여 0, 50, 100, 150 및 200 mg/L의 CO_2를 넣은 실험구의 LT_{50} 값은 각각 91, 84, 83, 74, 및 60 시간으로 조사되었고 반면에L-200-CO_2-0, -50, -100, -150, 및 -200 실험구의 경우 각각 54, 52, 48, 42, 및 39 시간으로 조사되었다. 미성어를 높은 밀도로

수용한 실험구의 LT_{50}은 낮은 밀도로 수용한 실험구에 비하여 아주 짧았다. 실험 종료 시에 미성어를 두 가지 서로 다른 밀도로 수용한 플라스틱 봉지 내 수중의 CO_2 농도는 초기 CO_2 처리 농도에 따른 차이는 없었다. 실험구 L-100-CO_2-0, -50, -100, -150, 및 -200에서의 CO_2 농도 범위는 307 - 319 mg/L이었고 L-200-CO_2-0, -50, -100, -150, 및 -200 실험구의 경우 305 - 323 mg/L이었다. 실험구 L-100-CO_2-0, -50, -100, -150, 및 -200의 경우 수중 TAN의 농도는 각각 113, 85, 82, 78, 및 79 mg/L이었고 L-200-CO_2-0, -50, -100, -150, 및 -200 실험구의 경우 각각 116, 83, 85, 77 및 77 mg/L으로 조사되었다.

치어(S)를 낮은 밀도와 높은 밀도로 수용하여 여러 가지 농도의 TAN을 처리한 실험구에서의 평균 LT_{50}의 값의 범위는 각각 59시간 및 26시간으로 나타난 반면, 동일한 실험구의 미성어의 경우 평균 LT_{50}의 값은 각각 85시간과 49시간으로 조사되었다. 역시 치어를 낮은 밀도와 높은 밀도로 수용하여 여러 가지 초기 CO_2 농도를 달리한 실험구에서 평균 LT_{50} 값은 각각 51시간 및 16시간으로 조사된 반면 동일 실험구의 미성어의 경우는 각각 78시간 및 47시간으로 조사되었다. 치어의 경우 두 가지 밀도 실험구 모두에서 미성어보다 LT_{50}의 값이 유의성 있게 짧아 치어가 미성어보다 동일 체중 당 더 많은 암모니아를 배설하는 것으로 나타났다.

초기에 여러 가지 농도의 TAN으로 처리한 치어의 경우 실험 종료 시의 낮은 밀도와 높은 밀도의 실험구에서의 평균 TAN 농도는 각각 248과 205 mg/L로 조사되었다. 반면 동일한 방법으로 처리한 미성어의 경우 낮은 수용밀도와 높은 수용밀도에서의 실험 종료 시의 평균 TAN 값은 각각 127 및 125 mg/L로 조사되었다. 초기에 여러 가지 농도의 CO_2를 처리한 치어의 저수용 밀도와 고수용 밀도 실험구의 실험 종료 시의

평균 TAN 값은 각각 149 및 62 mg/L로 조사된 반면 동일한 방법으로 처리한 미성어의 최종 평균 TAN의 값은 각각 87 및 88 mg/L로 조사되었다.

초기에 여러 가지 농도의 CO_2로 처리한 치어의 경우 실험 종료 시의 낮은 밀도와 높은 밀도의 실험구에서의 평균 TAN 농도는 각각 354과 344 mg/L로 조사되었다. 반면 동일한 방법으로 처리한 미성어의 경우 낮은 수용밀도와 높은 수용밀도에서의 실험 종료 시의 평균 TAN 값은 각각 321 및 312 mg/L로 조사되었다. 초기에 여러 가지 농도의 CO_2를 처리한 치어의 저수용 밀도와 고수용 밀도 실험구의 실험 종료 시의 평균 CO_2 값은 각각 319 및 322 mg/L로 조사된 반면 동일한 방법으로 처리한 미성어의 최종 평균 TAN의 값은 양쪽 수용밀도 실험구 모두 311 mg/L로 조사되었다.

LT_{50}를 측정을 할 당시의 모든 실험구에서의 CO_2 농도는 300 mg/L가 넘는 반면 이 때의 TAN 값의 범위는 27-349 mg/L로 조사되었다. 위에서 언급한 이 같은 실험 결과에 의하면 이스라엘계통 치어와 미성어의 LT_{50}에 미치는 시간은 수중의 CO_2 농도가 TAN 농도보다 훨씬 크게 영향을 미친다.

Ⅵ. 감사의 글

어느덧 학위 논문을 쓰고 있는 지금, 대학원을 들어오면서 지금까지의 저를 다시 한번 뒤돌아보게 됩니다. 학부를 마치고 현재에 이르기까지 크게 나아진 점도 달라진 점도 없는데 한 편의 논문을 세상에 내놓는다는 것이 너무나 부끄럽게 여겨집니다. 특히나 학위 논문을 준비하며 제가 얼마나 모자라고 공부해야할 것이 많은지를 새삼 느끼게 되었습니다. 이것을 바탕으로 앞으로 더 많이 생각하고 노력하는 자세를 가지도록 하겠습니다.

멀리 떨어져 있을 때나 가까이에 있을 때나 항상 인자하신 미소로 부족하고 어설픈 저의 버팀목이 되어주신 조재윤 교수님께 머리 숙여 감사드립니다. 그리고 언제나 먼저 실천하시는 모습으로 제게 '양식'이란 학문에 대해 다시 생각하게 만들어주신 김인배 교수님께도 진심으로 감사드립니다. 앞으로도 감히 두 분 교수님의 제자라고 말하기에 부끄럽지 않은 사람이 되도록 항상 노력하며 교수님들의 말씀을 가슴에 되새기겠습니다. 또한 학부에서부터 지금까지 늘 훌륭한 가르침과 충고를 아끼지 않아 주신 손철현, 장영진, 김창훈, 김동수, 배승철, 남윤권, 김종명 교수님께도 감사드립니다.

실험하는 동안 진심어린 격려와 충고를 해주신 실험실의 이진환 박사님, 온갖 궂은일을 마다않고 도와준 정민, 상우, *Dicky*에게도 감사의 마음을 전합니다. 그리고 멀리 계시면서도 실험 시작부터 끝날 때까지 하나하나 챙겨주신 오승용 박사님, 김유희 박사님, 박정환 박사님을 비롯한 여러 선후배님들께도 진심으로 감사드립니다. 못난 동기의 논문 때문에 여러모로 고생도 많았고, 항상 따뜻한 말로 힘을 내게 해 준 주용, 동현, 지영 그리고 민병화 선배님, 황철희, 강선영, 남광철 후배님 및 여러

선・후배님, 친구들에게도 감사의 말을 전합니다.

무엇을 하던지 제 편에서 부족한 저를 열심히 응원해주는 듬직한 두 동생 정민, 영민이에게 진심으로 고마움을 전합니다. 끝으로 어느 면에서나 모자라고 무뚝뚝한 딸을 세상에서 가장 아껴주시고 믿어주시며 성원해주시는 사랑하는 부모님께 두 손 모아 감사드리며 이 논문을 바칩니다.

Ⅶ. 참고문헌

Alabaster J. S. and Herbert D. W. M., 1954. Influence of carbon dioxide on the toxicity of ammonia. Nature. 174:404.

Allan, G. L., G. B. Maguire and S. J. Hopkins, 1990. Acute and chronic toxicity of ammonia to juvenile Metapenaeus macleayi and Penaeus monodon and the influence of low dissolved oxygen levels. Aquaculture. 91:265-280.

Amend, D.F., Croy, T.R., Goven, B.A., Johnson, K.A., McCarthy, D.H., 1982. Transportation of fish in closed systems: methods to control ammonia, carbon dioxide, pH, and bacterial. Transactions of the American Fisheries Society. 111:603-611.

AOAC, 1995. Official method of analysis. 16th ed. Association of Official Analytical Chemist. Arlingtion, Virginia, USA.

APHA, AWWA and WEF, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th Ed. Washington, DC.

Ball, I. R., 1967. The relative susceptibility of some species of freshwater fish to poisons-I. Ammonia. Water research. 1:767-775.

Begum S. J., 1987. Biochemical adaptive responses in glucose metabolism of fish (Tilapia mossambica) during ammonia toxicity. Curr. Sci. 56:705-708.

Berka, R., 1986. The transport of live fish. A review. EIFAC Technical Report, 48, FAO, Rome. 52 pp.

Biswas, K. P., 1990. A Text Book of Fish, Fisheries and Technology.

Narendra Publishing House, Delh. 531 pp.

Brauner, C. J. and D. J. Randall., 1996. The interaction between oxygen and carbon dioxide movement in fishes. Comp. Biochem. Physiol. 113A:83-90.

Brett JR. and Glass NR., 1973. Metabolic rates and critical swimming speeds of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). J. Fish. Res. Board. Can. 30:379-87.

Burkhalter, D.E. and C. M. Kaya, 1977. Effect of prolonged espouse to ammonia on fertilized eggs and sag fry of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Trans. Am. Fish. Soc. 106: 470-475.

Chen, J. C., P. C. Liu and S. C. Lei, 1990. Toxicity of ammonia and nitrite to Penaeus monodon adolescents. Aquaculture. 89:127-137.

Chow, P. S., T. W. Chen and L. H. Teo, 1994. Physiological responses of the common clownfish, *Amphiprion ocellaris* (Cuvier), to factors related to packaging and long-distance transport by air. Aquaculture. 127:347-361.

Daoust, P. Y. and H. W. Ferguson, 1984. The pathology of chronic ammonia toxicity in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. J. Fish Dis. 7:199-205

Durve, V.S., 1970. Effects of anaesthetics on the behaviour of mullet fingerlings and the scope of using these in different fisher procedures. Indian J. Fish. 13:158-182.

Durve, V.S., 1975. Anaesthetics in the transport of mullet seed. Aquaculture. 5:53-63.

Durve, V.S., Dharma Raja, S.K., 1966. Effects of anaesthetics on the

behaviour of mullet fingerlings and the scope of using these in different fishery procedures: I. J. Mar. Biol. Assoc. India. 8:28-55.

Eddy, F.B., Smart, G.R., Bath, R.N., 1979. Ionic content of muscle and urine in rainbow trout Salmo gairdneri Richardson kept in water of high CO_2 tent. J. Fish Dis. 2:105-110.

Erikson, U., Trygve Sigholt and Aina Seland, 1997. Handling stress and water quality during live transportation and slaughter of Atlantic salmon (Salmo salar). Aquaculture. 149:243-252.

Fivelstad, S., H. Haavik, G. Løvik, and A. B. Olsen, 1998. Sublethal effects and safe levels of carbon dioxide in seawater for Atlantis salmon postsmolts (Salmo salar L): ion regulation and growth. Aquaculture. 160:305-316.

Fivelstad, S., Olsen, A.B., Kløften, H., Ski, H., Stefansson, S., 1999. Effects of carbon dioxide an Atlantic salmon (Salmo salar L.) smolts at constant pH in bicarbonate rich freshwater. Aquaculture. 178:171-177.

Grøttum, J. A. and Trygve Sigholt, 1996. Acute Toxicity of carbon dioxide on european seabass (Dicentrarchus labrax): mortality and effects on plasma ions. Comp. Biochem. Physiol. 115A:323-327.

Guillen, J. L., M. Endo, J. F. Turnbull, H. Kawatsu, R. H. Richards and T. Aoki, 1993. Depressed growth rate and damage to the cartilage of red sea bream larvae associated with exposure to ammonia. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 59:1231-1234.

Hillaby B. A. and Randall D. J., 1979. Acute ammonia toxicity and ammonia excretion in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Board Can. 36:621-629.

Holt, G. J. and C. R. Arnold, 1983. Effect of ammonia and nitrite on growth and survival of red drum eggs and larvae. Trans. Am. Fish. Soc. 112:314-318.

Huguenin, J. E. and J. Colt, 1989. Design and operating guide for aquaculture seawater systems. Amsterdam: Elsevier.

Jeney Z., Nemcsók J., Jeney G. and Oláh J., 1992. Acute effect of sublethal ammonia concentrations on common carp (*Cyprinus carpio* L.). I. Effect of ammonia on adrenaline and noradrenaline levels in different organs. Aquaculture. 104:139-148.

Knoph M. B., 1992. Acute toxicity of ammonia to Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. Comp. Biochem. Physiol. 101(*C*):275-282.

Knoph M. B., 1996. Gill ventilation frequency and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) exposed to high ammonia levels in seawater. Wat. Res. 30(4):837-842.

Körting V. W., 1969. Untersuchungen zur Einwirkung des Ammoniaks auf das Blut der Fische. Wass. Abwass. Forsch. 4:154-159.

Lam, T. J. 1982. Fish culture in Southeast Asia. Can. J. Fish. Aquat. Sci, 39:138-142.

Lang T., Peters G., Hoffmann R. and Meyer E., 1987. Experimental investigations on the toxicity of ammonia: effects of ventilation frequency, growth, epidermal mucous cells, and gill structure of

*rain*bow t*rout Salmo gairdneri. Dis*. Aqu*a*t. Org. 3:159-165.

Ll*oy*d R. *an*d Her*bert D*. W. M., 1960. The *in*fluen*ce o*f *car*bon di*oxi*de *on* the t*oxicity o*f *un-ioniz*ed *a*mm*onia* t*o rain*bow t*rout* (S*a*lm*o* g*airdnerii* R*ichardson*). A*nn. appl. Biol*. 48:399-404.

M*cFarland*, W.N., N*orris*, K.S., 1958. The *contro*l *o*f *p*H b*y* b*uffers in fish transport. Calif. Fish Game*. 44:291-310.

Me*a*de, J.W., 1985. Allow*a*ble *a*mm*onia* f*or fish cultur*e. *Prog*. F*ish*. *Cu*lt. 47:135-145.

M*iller*, *G*.E. *an*d *G*.S. L*ibey*, 1984. E*valuation o*f *a trickling* b*iofilter in a recirculating aquaculture system containing channel catfish*. Aq*uac*. E*ng*. 3:39-57.

M*ontero*, *D*., Izq*uierdo*, M. S., T*ort*, L., R*obaina*, L., V*ergara*, J. M., 1999. H*igh stocking* d*ensity produces crowding stress altering so*me *physiological* *and* b*iochemical parameters in* g*ilthead sea* bre*a*m, *Sparus aurata*, j*uveniles*. F*ish Physiol*. *Bioc*hem. 20:53-60.

M*urai*, T., A*ndrew*, J.W., M*uller*, J.W., 1979. F*ingerling american* sh*a*d: effe*c*t *o*f *valium*, MS-222 *an*d *sodium* c*hloride on* h*andling* m*ortality*. *Prog*. F*ish-Cu*lt. 41:27-29.

Nem*csók* J., *Gyö*re K., Oláh J. *an*d *Boross* L., 1984. Effe*c*t *o*f NH_3 *on* blo*o*d gl*ucose* *an*d *ca*techol*amine* le*v*el, *G*OT, *GP*T, L*D*H e*nzyme activity an*d *respiration o*f fi*shes*. Sy*mp. Biol*. H*ung*. 23:209-217.

Nemo*to*, *C*.M., 1957. Ex*periments* w*ith* meth*od* f*or air* t*ransport o*f l*ive* f*ish*. *Prog*. F*ish-Cu*lt. 19:147-157.

N*orris*, K.S., *Broca*t*o*, F., *Calandrino*, F., M*c* F*arland*, W.N., 1960. A *survey o*f *fish transportation* meth*ods an*d eq*uipment*. *Calif*. F*ish*

Game. 46:5-33.

Oikawa, S., Itazawa, Y., 1984. Allometric relationship between tissue respiration and body mass in the carp. Comp. Biochem. Physiol. 77A:415-418.

Ostenfeld, T., Thomsen, S., Ingólfdóttir. S., Rønsholdt, B. and McLean, E., 1995. Evaluation of the effect of live haulage on metabolites and fillet texture of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Water Sci. Technol. 31:233-237.

Paterson, Brian D. , Rimmer, Michael A., Meikle, Grant M., Semmens Gale L., 2003. Physiological responses of the Asian sea bass, *Lates calcarifer* to water quality deterioration during simulated live transport: acidosis, red-cell swelling, and levels of ions and ammonia in the plasma. Aquaculture. 218:717-728.

Perry, S. F. and Wood, C. M., 1989. Control and coordination of gas transfer in fishes. Can. J. Zool. 67:2961-2970.

Phillips, A.M., Brockway, D.R., 1954. Effect of starvation, water temperature and sodium amytal on the metabolic rate of brook trout. Prog. Fish-Cult. 16:65-68.

Piper, R.G., McElwain, I.B., Orme, L.E., McCraren, J.P., Fowler, L.G., Leonard, J.R., 1982. Fish Hatchery Management. American Fisheries Society, Bethesda, MD. 517 pp.

Procarione, L. S., Barry, T. P., Malison, J. A., 1999. Effects of high rearing densities and loading rates on the growth and stress responses of juvenile rainbow trout. N. Am. J. Aquacult. 61:91-96.

Randall, D. J. and Wright, P. A., 1989. The interaction between carbon dioxide and ammonia excretion and water pH. Can. J. Zool. 67:2936-2942.

Randall, D. J. and C. Brauner, 1998. Interaction between ion and gas transfer in freshwater teleost fish. Comp. Biochem. Physiol. 119A:3-8.

Robertson, L., P. Thomas and C. R. Arnold, 1988. Plasma Cortisol and Secondary Stress Responses of Cultured Red Drum (*Sciaenops ocellatus*) to several transportation procedures. Aquaculture. 68:115-130.

Rogers, G. L. and S. L. Klementson, 1985. Ammonia removal in selected aquaculture water reuse biofilters. Aquac. Eng. 4:135-154.

Rotllant, J., Pavlidis, M., Kentouri, M, Abad, M. E., Tort, L., 1997. Non-specific immune responses in the red porgy *Pagrus pagrus* after crowding stress. Aquaculture. 156:279-290.

Russo, R. C. and R. V. Thurston, 1991. Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to fishes. Aquaculture and Water quality, Brune, D. E. and J. R. Tomasso, eds. Baton Rouge, LA: World Aquaculture Society.

Sadler, K., 1981/1982. The toxicity of ammonia to the european eel (*Anguila anguillo*). Aquaculture. 26:173-181.

Sampson, D. R. T. and D. J. Macintosh, 1986. Transportation of live carp fry in sealed polythene bags. Aquaculture. 54:123-127.

Sanni, Steinar and Forsberg, Odd Inge, 1996. Modelling pH and

Carbon Dioxide in Single-pass Seawater Aquaculture Systems. Aq*uac.* E*ng.* 15:91-110.

S*ingh*, R*avendra* K*umar*, V*artak*, V*ivek* R., *Balange*, Amj*ad* K. *and* *Ghughuskar*, M*anoj* M., 2004. W*ater* q*uality* m*anagement* d*uring* t*ranportation* *of* f*ry* *of* I*ndian* m*ajor* *carps*, *Catla catla* (Ham*ilton*) *Labeo rohita* (Ham*ilton*) *and* *Cirrhinus mrigala* (Ham*ilton*). Aq*uaculture*. 235:297-302.

Sm*art* *G.*, 1978. I*nvestigations* *of* the t*oxic* mec*hanisms* *of* *ammonia* t*o* f*ish*-g*as* exc*hange* *in* *rain*bow t*rout* (*Salmo gairdneri*) exp*osed* t*o* *acu*tely leth*al* *concentration*. J. F*ish* *Bio*l. 12:93-104.

Sm*art*, *G.*R., K*nox*, *D.*, H*arrison*, J.*G.*, R*alph*, J.A., R*ichards*, R.H., *Cowey*, *C.B.*, 1979. Ne*phrocalcinosis* *in* *rain*bow t*rout* S*almo* g*airdneri* R*ichardson*; the effect *of* ex*posure* t*o* elev*a*ted CO_2 *concentration*. J. F*ish* *Dis*. 2:279-289.

Sm*art*, *G.*R., 1981. A*spects* *of* w*ater* q*uality* *produc*ing *stress* *in* *intensive* f*ish* *culture*. I*n*: *Pickering*, A.*D.* (Ed.), S*tress* *and* F*ish*. A*cademic* *Press*, L*ondon*. *pp*. 277-289

Sm*ith*, *G.*L., S*choonbee*, H.J., *Barham*, W.T., 1977. S*ome* effe*cts* *of* the *ana*esthe*tic* MS-222 *on* f*resh* w*ater* f*ishes*. S. Af*r*. J. S*ci*. 73:351-352.

S*oderberg*, R. W., J. *B.* Fl*ynn* *and* H. R. S*chmittou*, 1983. Effect *of* *ammonia* g*rowth* *and* *survival* *of* *rain*bow t*rout* *in* *intensive* *static*-w*ater* *culture*. T*rans*. Am. F*ish* S*oc*. 112:448-451.

S*oderberg*, R. W., 1985. H*istopathology* *of* *rain*bow t*rout*, *Salmo* *gadneri* R*ichardson*, exp*osed* t*o* d*iurnally* f*luctuating* *un*-*ion*i*zed*

ammonia levels in static water ponds. J. Fish Dis. 8:57-64.

Sousa R. J. and Meade T. L., 1977. The influence of ammonia on the oxygen delivery system of coho salmon hemoglobin. Comp. Biochem. Physiol. 58(A):23-28.

Spotte S. and Anderson G., 1989. Plasma cortisol changes in seawater-adapted mummichogs (Fundulus heteroclitus) exposed to ammonia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46:2065-2069.

Subramanian, S., 1983. Eradication of fishes by application of ammonia. Aquaculture. 35:273-275.

Takashima, N., Kasai, H., Asakawa, H., Yamada, Y., 1982. 2-Phenowyethanol as an anaesthetic for fish. Suisan Zoshoku. 30:48-51.

Thurston, R. V., R. C. Russo and C. E. Smith, 1978. Acuty toxicity of ammonia and nitirte to cuttroat trout fry. Trans. Am. Fish. Soc. 107:361-368.

Thurston, R. V., R. C. Russo, R. J. Luedtke, C. E. Smith, E. L. Meyn, C. Chakoumakos, K. C. Wang and C. J. D. Brown, 1984. Chronic toxicity of ammonia to rainbow trout. Trans. Am. Fish. Soc. 115:56-75.

Toews, D. P., G. F. Holeton and N. Heisler. 1983. Regulation of the acid-base status during environmental hypercapia in the marine teleost fish Conger conger. J. Exp. Biol. 107:9-20.

Tomasso, J. R., C. A. Goudie, B. A. Simco and K. B. Davis, 1980. Effects of environmental pH and calcium on ammonia toxicity in channel catfish. Trans. Am. Fish. Soc. 109:229-234

Tomasso, J. R., 1994. Toxicity of nitrogenous wastes to aquaculture animals. Rev. Fish. Sci. 2:291-314.

Vijayan, M. M., Leatherland, J. F., 1990. High stocking density affects cortisol secretion and tissue distribution in brook charr, *Salvelinus fontinalis*. J. Endocrinol. 124:311-318.

Vijayan, M. M., Ballantyne, J. S., Leatherland, J. F., 1990. High stocking density alters the energy metabolism of brook charr, *Salvelinus fontinalis*. Aquaculture 88:371-381.

Weirich, C. R., J. R. Tomasso and T. I. J. Smith, 1993. Toxicity of ammonia and nitrite to Sunshine bass in selected environments. J. Aquatic Animal Health. 5:64-72.

Wiesner W., 1985. Developmental and metabolic constraints of the scope for activity in young rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Exp. Biol. 118:133-42.

Wieser, W., Medgyesy, N., 1990. Cost of growth in larvae of two species of fish with widely different metabolic rates. *Proc.* R. Soc. London *B*. 242:51-56.

Wilson, E. D., McGuinn, M. R., and Goldstein, L., 1999. Trimethylamine oxide transport across plasma membranes of elasmobranch erythrocytes. J. Exp. Zool. 284:605-609.

Wilson, R. P., Anderson R. O. and Bloomfield R. A., 1969. Ammonia toxicity in selected fishes. Comp. Biochem. Physiol. 28:107-118.

Wright, Patricia A. and Anderson, Paul M., 2001. Nitrogen excretion. Academic Press. 109-122 pp.

Yamagata, Y. and M. Niwa, 1982. Acute and chronic toxicity of

ammonia to Anguilla japonica. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 48:171-176

Yang, H. C. and S. K. Chun, 1986. Histopathological study of acute toxicity of ammonia on common carp, Cyprinus carpio. Bull. Korean Fish. Soc. 19:249-256.

김인배. 2000. 어류양식학. 구덕인쇄사. 142-146 pp.

박철오. 2002. 絶食其間과 收容密度가 잉어(Cyprinus carpio) 稚魚 플라스틱 封紙運搬에 미치는 影響. 부경대학교. 석사 학위 논문.

板澤靖男, 1982. 活漁運送. 日本水産學會. 水産學しりず39. 恒星社 厚生閣.