

Gökkuşığı Alabalığı (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) Yavrularında Ağırlık ve Akut Amonyak Toksisitesi İlişkisi

Mehmet KIR

Tülin ARSLAN

Muğla Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, 48000, Kötekli, Muğla

ÖZET

Bu çalışmada, üç farklı büyüklükte (1, 5 ve 10 g) gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) yavrularının, 13°C su sıcaklığında ve pH 7.0 seviyesinde, amonyak LC₅₀ değerleri tespit edilmiştir. Ayrıca balık büyüklüğü ile türün 24, 48, 72 ve 96 saatlik amonyak LC₅₀ değerleri arasındaki ilişki belirlenmiştir. Toplam Amonyak Nitrojeni (TAN) için 96 saatlik LC₅₀ değerleri 1, 5 ve 10 g balık yavrularında, sırasıyla 10.57 mg/L, 3.39 mg/L ve 2.50 mg/L olarak tespit edilmiştir. Her ağırlık grubu için, güvenli üst TAN seviyesi sırasıyla 1.05 mg/L, 0.33 mg/L ve 0.25 mg/L olarak hesaplanmıştır. Çalışma sonuçları balık ağırlığının artmasıyla amonyak LC₅₀ değerinin azaldığını göstermiştir.

Anahtar kelimeler: *Oncorhynchus mykiss*, gökkuşığı alabalığı, amonyak toksisitesi, ağırlık

Weight and Acute Ammonia Toxicity Relationship in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) Fry and Fingerlings

ABSTRACT

In this study, LC₅₀ values of three different sized (1, 5 and 10 g) rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fry and fingerlings at 13°C water temperature and pH 7.0 level were determined. Additionally, the relationship between the size of fish and 24, 48, 72 and 96 hour LC₅₀ values was elucidated. Ninety six hour LC₅₀ values for Total Ammonia Nitrogen (TAN) in 1, 5 and 10 g juveniles were found to be 10.57 mg/L, 3.39 mg/L and 2.50 mg/L, respectively. Safe upper TAN limits for each of these weight groups were calculated as 1.05 mg/L, 0.33 mg/L and 0.25 mg/L, respectively. Results of the study showed that ammonia LC₅₀ value decreases with increasing fish weight.

Key words: *Oncorhynchus mykiss*, rainbow trout, ammonia toxicity, weight

GİRİŞ

Metabolizma yan ürünü olan amonyak, balıkların solungaçlarından atılan azotlu bir maddedir. Tahmini olarak balıklar her 100 birim ağırlığındaki yemden 2.2 birim amonyak üretilmektedir (Masser ve ark., 1992). Amonyak su içerisinde iki ayrı bileşik halinde bulunmaktadır. Bunlar iyonize olmamış amonyak ($\text{NH}_3\text{-N}$) ile amonyum iyonudur ($\text{NH}_4^+\text{-N}$). Toplam Amonyak Nitrojeni (TAN) iyonize olmamış amonyağı ve amonyum iyonunu içermektedir (Coffin ve ark., 1992; Landau, 1992; Losordo ve ark., 1992). Amonyanın iyonize olup olmaması, suyun pH'sı ve sıcaklığına bağlıdır. pH ve sıcaklık arttıkça amonyağın iyonlaşma oranı azalmaktadır (Losordo ve ark., 1992, Masser ve ark., 1992).

Amonyum iyonunun ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) sucul canlıların hücre çeperinden geçemediği, iyonize olmamış amonyağın ($\text{NH}_3\text{-N}$) ise, tam aksine geçebildiği, bu nedenle iyonize olmamış amonyağın balıklar ve pek çok sucul organizma üzerinde toksik etkisinin bulunduğu belirtilmektedir (Drennan ve Malone, 1992; Malone ve Drennan, 1993). Üretim havuzlarında tüketilmeyen yem ve metabolizma yan ürünleri, sistemdeki karbondioksit ve amonyak oluşumunu hızlandırır. Dolayısıyla suyun oksijen içeriği azalırken, kalitesi de bozulur (Masser ve ark., 1992). Üretim suyundaki amonyak birikiminin su kalitesini bozarak, büyümeyi yavaşlattığı, metabolizma yan ürünü olan amonyak atılımını ve oksijen tüketimini artırdığı, serbest aminoasit seviyesi ve kan protein konsantrasyonunu değiştirdiği, dolayısıyla yüksek ölümlere neden olduğu bildirilmektedir (Russo ve Thurston, 1991). Bu sebeple sucul canlıların üretiminde stoklama oranını etkileyen en önemli sınırlayıcı faktörlerden birisini hayvanlarca suya salınan ve havuzda tüketilmeyen yemlerin ayrışması sonucu açığa çıkan amonyak olduğu belirtilmektedir (Russo ve Thurston, 1991; Masser ve ark., 1992).

Kuzey Amerika ve Sibirya'nın Pasifik sahiline endemik olan gökkuşuğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792), kültür amacıyla dünyanın birçok değişik bölgesine dağıtılmıştır (Gall ve Crandell, 1992). Ülkemizde kültür çalışmaları 1970'li yıllarda Almanya'dan getirilen gözlü yumurtalarla başlayan gökkuşuğu alabalığı üretimi (Canyurt ve ark., 2002; Okumuş, 2002) günümüzde 58,433 tona ulaşmıştır ve toplam iç su balıkları üretimimizin neredeyse tamamını (yaklaşık % 99) oluşturmaktadır (TUİK, 2007).

Amonyak pek çok sucul canlıların üretiminde olduğu gibi, gökkuşuğu alabalığının yetiştiriciliğinde de, yüksek stoklama oranlarında, özellikle de su değişiminin yapılmadığı nakil işlemi sırasında sınırlayıcı bir unsur olarak rapor edilmektedir (Russo ve Thurston, 1991). Nakil tanklarında amonyak miktarının artması neticesinde ciddi akut toksik etkilerin oluştuğu bilinmektedir (Russo ve Thurston, 1991; Wilkie ve Wood, 1991; Wicks ve Randall, 2002a). Gökkuşuğu alabalığında uzun süreli öldürücü olmayan dozlarda amonyağa maruz kalmanın yarattığı kronik toksisite ile ilgili çok sayıda çalışma bulunmasına rağmen (Russo ve ark., 1974; Thurston ve ark., 1978; Wood 1993; Twitchen ve Eddy 1994; Linton ve

ark., 1998), öldürücü ve öldürücü olmayan dozlarda amonyağa maruz kalmanın yarattığı akut toksisite ve özellikle yavru alabalıklar üzerinde yapılmış çalışmalar sınırlıdır. Sınırlı sayıda bu çalışmalarda da, su kalitesi parametrelerinin amonyak toksisitesi ile ilişkisi ve amonyağa maruz kalmanın fizyolojik etkileri belirlenmiştir (Hillaby ve Randall, 1979; Thurston ve ark., 1981; Thurston ve Russo, 1983). Bu nedenle, amonyağın yavru gökkuşuğu alabalığı üzerindeki akut toksisite (LC_{50}) değerlerinin bilinmesi önem arz etmektedir. Bu çalışmada da 1, 5 ve 10 g olmak üzere üç farklı ağırlık grubundaki gökkuşuğu alabalığı yavrularının akut amonyak toksisite çalışmaları yapılmıştır. Üç farklı ağırlık grubu için 24, 48, 72 ve 96 saatlik TAN ve $\text{NH}_3\text{-N}$ LC_{50} değerleri hesaplanmıştır.

MATERYAL ve METOT

Çalışmada kullanılan üç farklı büyüklükte (1 ± 0.2 , 5 ± 0.3 ve 10 ± 0.5 g) gökkuşuğu alabalığı yavruları, anaçlardan alınan yumurtaların açılması ve bireylerin büyütülmesiyle elde edilmiştir. Çalışma Muğla ili, Fethiye ilçesi, Kemer beldesi, Ören Köyü'ndeki ticari bir alabalık işletmesinde gerçekleştirilmiştir. Çalışma, denemenin yapıldığı dönemdeki normal mevsimsel su sıcaklığı olan 13°C de yapılmıştır. Çalışma öncesi tüm deneme balıkları, 48 saat aç bırakılmışlardır.

Sudaki amonyak miktarı laboratuvarda hazırlanan amonyum klorür (NH_4Cl , Merck, reagent grade) solüsyonlarından, yeterli miktardan üretim suyuna eklenmesiyle ayarlanmıştır. Çalışmada kullanılan TAN konsantrasyonları (0 (kontrol), 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70 ve 80 mg/L (NH_4Cl) olarak yapılan ön denemelerle belirlenmiştir. Amonyak solüsyonlarının içerisindeki TAN miktarını hesaplamada, üretim suyunda doğal olarak bulunan amonyak miktarı da dikkate alınmıştır. Üretim suyunda doğal olarak bulunan TAN miktarı kolorometrik (Lovibond, PC MultiDirect, Dortmund, Almanya) olarak ölçülmüş ve bu miktar solüsyon hazırlanırken dışarıdan ilave edilen miktara eklenmiştir. Test solüsyonlarındaki TAN miktarları 3.37 mg/L ile 26.96 mg/L arasında değişmiştir. $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonu Bower ve Bidwel (1978)'in belirttiği şekilde, deneme anındaki su sıcaklığı (13°C) ve pH'sı (7.0) dikkate alınarak hesaplanmıştır. Test solüsyonlarındaki iyonize olmamış amonyak miktarı 0.0080 mg/L ile 0.064 mg/L arasında değişmiştir.

Kısa süreli LC_{50} (populasyonun %50 sini öldüren konsantrasyon) toksisite denemeleri APHA (1989) da belirtilen yöntemle, yarı statik metot kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Balıklar, rastgele seçimle stok tankından alınmış ve içerisinde farklı oranlarda amonyak bulunan deneme solüsyonlarına yerleştirilmiştir. Denemede 10 L hacme sahip polietilen plastik deneme kapları kullanılmıştır. Farklı miktarda amonyak içeriği olan solüsyonlar, iki tekrarlı olacak şekilde her deneme kabına 8 L olacak şekilde konulmuştur. Her deneme kabına 10 adet balık yerleştirilmiştir. Kaplar hava motoru ve hava taşları yardımıyla deneme süresince havalandırılmış ve çözünmüş oksijen miktarının 5 mg/L'nin altına düşmesi engellenmiştir. Deneme süresince balıklar yemlenmemiştir.

Deneme kaplarındaki balıklar her 12 saatte bir 96 saat süreyle gözlenmiş ve, ölü sayıları kaydedilmiştir. Bliss Probit yöntemi kullanılarak 24, 48, 72 ve 96 saat LC_{50} değerleri tespit edilmiştir. Söz konusu yöntemle elde edilen LC_{50}

sonuçlarının sağlıklı olup olmadığı Ki-kare (χ^2) testi yapılarak doğrulanmış ve kullanılan amonyak konsantrasyonlarının geçerliliği tespit edilmiştir. Ayrıca, elde edilen LC₅₀ değerlerinin %95 güvenilirlik sınırları da belirlenmiştir (Sprague, 1990).

BULGULAR

Çalışma süresince kontrol gruplarında hiç ölüm gözlenmemiştir. Bir gram ağırlığındaki yavrularda 10, 20 ve 30 mg/L deneme solüsyonu içerisinde deneme süresince ölüm gözlenmezken, aynı konsantrasyonda 5 ve 10 gramlık yavrularda 12. saatten sonra ölümler gözlemlenmiştir. Yüksek konsantrasyonlarda (60, 70 ve 80 mg/L), üç farklı büyüklükteki yavrunun tamamında ilk 12 saat içerisinde ölümler başlamıştır.

Logaritmik konsantrasyon değerinin bir fonksiyonu olan probit mortalite değerleri Şekil 1'de gösterilmiştir. χ^2 testi ($\chi^2_{0.05,1} = 3.841$) tüm probit mortalite değerlerinin logaritmik TAN konsantrasyon değeriyle pozitif lineer bir ilişkiye sahip olduğunu göstermiştir (P>0.05). Farklı ağırlık grupları için TAN ve NH₃-N LC₅₀ değerleri ve %95 güven aralığı Tablo 1'de özetlenmiştir. Sprague (1978)'de belirtildiği şekilde 1, 5, ve 10 g ağırlığındaki gökkuşuğu alabalıkları için TAN güven seviyeleri, sırasıyla 1.05 mg/L, 0.39 mg/L ve 0.25 mg/L olarak hesaplanmıştır.

TARTIŞMA ve SONUÇ

Bu çalışmada elde edilen veriler, balık ağırlığının türün amonyağa olan toleransında etkili olduğunu göstermektedir. Ölüm oranları amonyak konsantrasyonunun ve muamele süresinin artmasıyla artmıştır. Benzer sonuçlar diğer sucul canlılar için daha önce yapılmış pek çok çalışmada rapor edilmektedir (Broderius ve ark., 1985; Burkhalter ve Kaya, 1977; McCormick ve ark., 1984; Kır ve ark., 2004). Diğer yandan, yem ve balık hareketliliğinin amonyak toksisitesi ile ilişkisinin belirlendiği çalışmalarda (Mommssen ve Hochachka, 1988; Wicks ve Randall, 2002a ve 2002b; Wicks ve ark., 2002), hareketli balıkların hareket etmeyen balıklara oranlara amonyağa karşı daha duyarlı olduğu belirlenmiş ve tok balıklarda, aç olan balıklara oranla, amonyağa olan toleransın fazla olduğu kaydedilmiştir. Yapılan bu çalışmada ise, balıklar çalışma öncesi iki gün aç bırakılmıştır. Balık nakillerinde genelde balıklar transfer edilmeden önceki iki gün aç bırakılmaktadır. Bu çalışmadan elde edilen 24 saatlik LC₅₀ değerleri ve daha önce yapılmış çalışmalar dikkate alındığında, balık nakli öncesi aç bırakma eyleminin balığın amonyağa olan toleransını artırmadan ziyade aç bırakılarak sindirim sistemlerinin temizlenmesi ve nakil tankı içerisinde amonyak birikimini engellemek için yapılan bir işlem olduğu söylenebilir.

Rasmussen ve Korsgaard (1998), çevresel amonyağa maruz kalan kalkan balıklarının ilk 48 saat içerisinde adapte olmaya çalıştığını ve bu süre içerisinde yem alımlarının azaldığını, ikinci 48 saatlik zaman diliminde ise adaptasyonun başlayarak yem alımının arttığını rapor etmişlerdir. Fakat yem alım miktarının amonyağa maruz kalan balıklarda hiçbir zaman kontrol grubundaki kadar iyi olmadığını belirtmişlerdir. Gökkuşuğu alabalığında yapılan çalışmalar yüksek çevresel amonyağa maruz kalan balıklarda, plazma amonyak seviyesindeki artışın belli bir süre sonra çevresel amonyak konsantrasyonundan daha düşük değerlerde sabitlendiğini göstermiştir

(Wood, 1993). Yüksek çevresel amonyağa maruz kalan alabalıkların kanındaki asit-baz değişimlerini inceleyen Wilson ve Taylor (1992), bu durumu tatlı suda H⁺ / NH₄⁺ ve tuzlu suda Na⁺ / NH₄⁺ değişimlerinin aktivasyonu yani metabolik adaptasyon çabası olarak yorumlanmıştır. Bizim çalışmamızda, her ağırlık grubu için ilk 24 saatlik probit mortalite değerleri ağırlığa göre farklı fakat homojen bir dağılım gösterirken (Şekil 1), ilerleyen süre içerisinde (48, 72 ve 96. saatlerde) 1 gramlık yavruların amonyağa daha dirençli olduğu ve ölüm oranlarının diğer iki gruptan heterojen olarak ayrıldığı tespit edilmiştir. İlk 24 saat sonrası probit mortalite değerlerindeki istikrarın bozulması, balıkların bu süre içerisinde ortam amonyak konsantrasyonuna adapte olmaya çalıştığını, sonrasında ise balıkların ağırlıkları, dolayısıyla metabolik hızları ile ilişkili olarak toleransın ve ölümlerin gerçekleştiği düşünülmektedir.

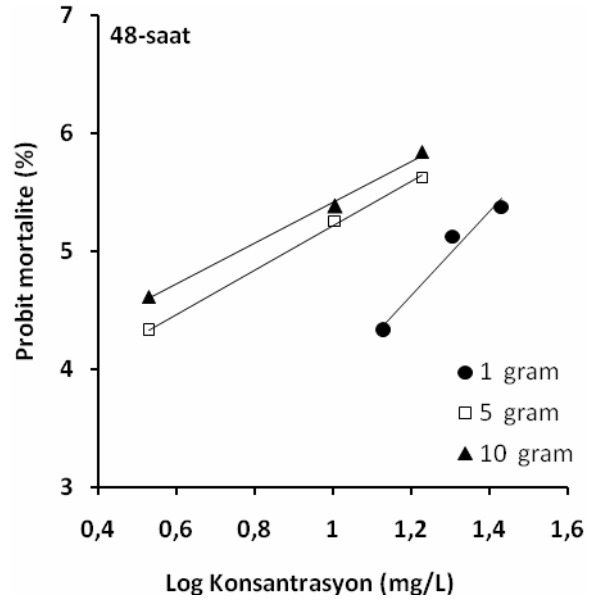
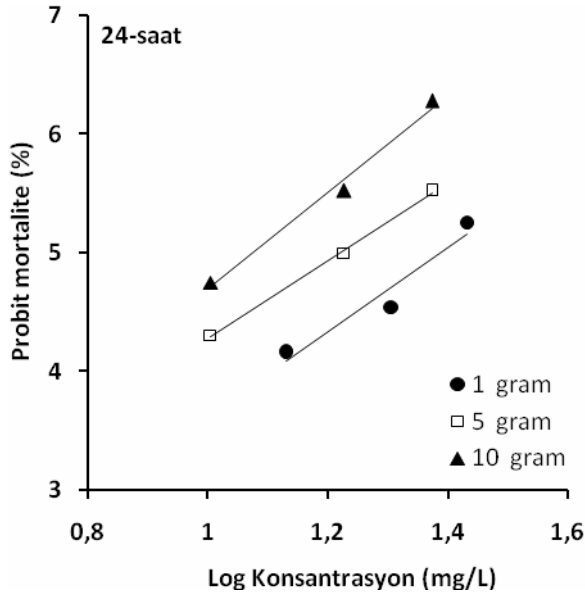
Çalışmada her ağırlık grubu için hesaplanan LC₅₀ değerleri çevresel amonyağa maruz kalınan sürenin ilerlemesiyle azalma göstermiştir. Diğer bir ifadeyle balıkların amonyağa olan toleransı zamanın ilerlemesiyle azalmıştır. Fakat tüm büyüklüklerde, 24 ve 48 saat LC₅₀ değerleri arasındaki azalma oranı, 48, 72 ve 96 saatler arasındaki azalma oranlarından daha büyük olmuştur. Gökkuşuğu alabalığı (Wilkie ve Wood, 1991; Steele ve ark., 2001) ve diğer bazı teleostlarda (Olson ve Fromm, 1971) ortam amonyağındaki ani ve kritik artışlara karşı plazmadaki amonyağın üre senteziyle dokudan atıldığı belirtilmektedir. Çalışmamızda amonyağa toleransta gözlemlenen ve zamanla homojen dağılmayan bu azalma oranı, balığın deneme başlangıcında aniden yüksek amonyak konsantrasyonuna maruz kalması sonucu üre sentezleyerek amonyağı dokudan atmaya ve ortam amonyak konsantrasyonuna adapte olmaya çalışmasının bir ifadesi olabilir.

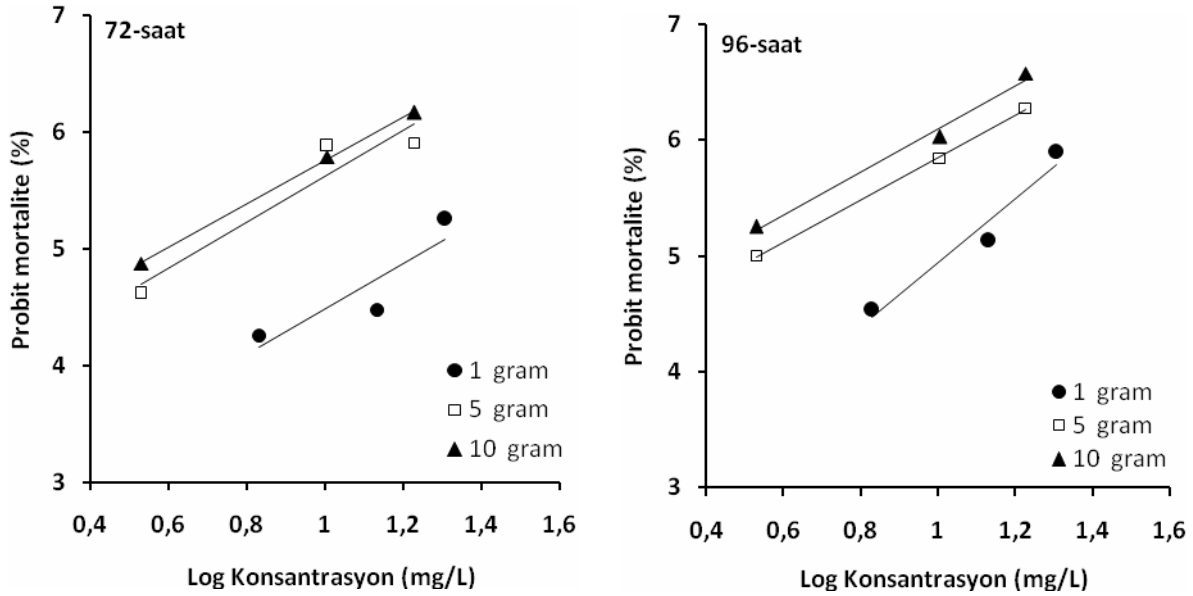
Aynı suyun pek çok defa kullanıldığı kapalı devre üretim sistemlerinin aksine, iyonize olmamış amonyak sürekli taze su girdisi olan açık devre üretim sistemlerinde önemli bir sorun teşkil etmemektedir (Losordo ve ark.,1992). Alabalık yetiştiriciliği genelde açık devre üretim sistemlerinde yapılmaktadır. Bu nedenle, kapalı devre sistemlerde yetiştirilen diğer pek çok türlerden farklı olarak alabalık üretiminde iyonize olmamış amonyağın akut etkileri fazla araştırılmamıştır (Losordo ve ark.,1992; Masser ve ark., 1992).. Fakat üretimi yapılan balığın, özelliklede yavru alabalıkların transferinde, kısıtlı su hacmiyle, aşırı stoklama oranı ve suyun değişiminin yapılmadığı nakil yöntemleri yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu denli sınırlayıcı ve balıklar için stres unsuru olan ortam koşullarında amonyak toksisitesinin önemi büyüktür. Balıklarda stres nedeniyle protein katabolizmasının harekete geçtiği ve bunun neticesinde plazma amonyak seviyesinin yükseldiği ve dolayısıyla amonyaktan etkilenme oranının arttığı bilinmektedir (Randall ve Tsui, 2002). Ayrıca ortam amonyak konsantrasyonunun artmasıyla, balıkta oksijen tüketiminin arttığı rapor edilmektedir (Lemarie ve ark., 2004).

Balık naklinde ortam amonyak konsantrasyonu ve oksijen miktarı önemli unsurlardır. Yaptığımız bu çalışmada 1, 5 ve 10 gram ağırlığındaki balıklarda 96 saatlik TAN LC₅₀ üst limitleri 1.05 mg/L, 0.39 mg/L ve 0.25 mg/L olarak hesaplanmıştır. Alabalık yavrusu nakillerinde, bu TAN limitlerin üzerine çıkılması ve stres sebebiyle oksijen tüketiminde artacağı düşünülerek nakil tankındaki oksijen konsantrasyonunun türün normal koşullarda tükettiği miktarların üzerinde tutulması önerilir.

Çizelge 1. Gökkuşağı alabalığı yavrularında farklı ağırlık grupları için hesaplanan TAN ve NH₃-N LC₅₀ değerleri (%95 güven aralığı alt ve üst limitleri)

| Balık Ağırlığı (g) | Özellik | Zaman (saat) | | | |
|--------------------|--------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | | 24 | 48 | 72 | 96 |
| 1 | TAN | 24.36 (23.14-25.91) | 20.12 (18.95-21.56) | 18.09 (17.11-19.62) | 10.57 (9.74-11.78) |
| | N | 0.058 (0.055-0.062) | 0.048 (0.045-0.051) | 0.043 (0.041-0.047) | 0.025 (0.023-0.028) |
| | H | | | | |
| 5 | TAN | 16.56 (15.49-17.93) | 7.63 (7.01-8.78) | 4.81 (4.43-5.80) | 3.39 (3.29-4.35) |
| | NH ₃ -N | 0.039 (0.037-0.043) | 0.018 (0.016-0.021) | 0.011 (0.010-0.013) | 0.008 (0.007-0.010) |
| 10 | TAN | 11.90 (10.97-13.12) | 5.74 (5.30-6.81) | 3.92 (3.70-4.88) | 2.50 (2.63-3.43) |
| | NH ₃ -N | 0.028 (0.026-0.031) | 0.013 (0.012-0.016) | 0.009 (0.008-0.011) | 0.006 (0.005-0.008) |





Şekil 1. Gökkuşuğu alabalığı yavrularında logaritmik TAN konsantrasyonu ile probit mortalite arasındaki ilişki.

KAYNAKLAR

- APHA (American Public Health Association), 1989. Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters, 17th Edition. American Public Health Association, Washington, DC.
- Bower, E.C., Bidwell P.J. 1978. Ionisation of ammonia in seawater: effects of temperature, pH, and salinity. J. Fish Res. Board. Can. 35:1012-1016.
- Broderius, S., Drummond, R., Fiandt, J., Russon, C. 1985. Toxicity of ammonia to early life stages of the smallmouth bass at four pH values. Environmental Toxicology, and Chemistry. 4: 87-96.
- Burkhalter, D.E., Kaya, C.M. 1977. Effect of prolonged exposure to ammonia on fertilized eggs and sac fry of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Transactions of the American Fisheries Society. 106: 470-475.
- Canyurt, M.A., Akhan S., Takma Ç. 2002. Gökkuşuğu alabalığı spermelerinin kısa süreli saklanması üzerine bir araştırma. Ege Üniversitesi Araştırma Fonu Proje Raporu, 13 sayfa.
- Chin, T.S., Chen J.C. 1987. Acute toxicity of ammonia to larvae of the tiger prawn, *Penaeus monodon*. Aquaculture. 66:247-253.
- Coffin, D.E., Chitta B., Malone R.F. 1992. Biofiltration for recirculating finfish culture systems. Louisiana Aquaculture Conference and Trade Show, Baton Rouge, Louisiana, USA, January, 30-31, 1992.
- Drennan, D.G., Malone, R.F. 1992. Design of Recirculating Systems for Intensive Tilapia Culture. Presented Paper at Louisiana Aquaculture Conference and Trade Show, Baton Rouge, Louisiana January 30-31, 1992.
- Gall, G.A.E., Crandell, P.A., 1992. The rainbow trout. Aquaculture. 100:1-10.
- Hillaby, B.A., Randall, D.J., 1979. Acute ammonia toxicity and ammonia excretion in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Bd. Can. 36: 621-629.
- Kır, M., Kumlu M., Eroldoğan O.T. 2004. Effect of temperature on acute toxicity of ammonia to *Penaeus semisulcatus* juveniles. Aquaculture, 241:479-489.
- Landau, M. 1992. Introduction to aquaculture, John Wiley, New York, pp. 47-111.
- Lemarie, G., Dosdat A., Coves D., Duttoa G., Gasset E., Person-Le Ruyet J. 2004. Effect of chronic ammonia exposure on growth of European seabass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. Aquaculture. 229: 479-491.
- Linton, T.K., Morgan I.J., Reid S.D., Wood C.M. 1998. Long-term exposure to small temperature increase and sublethal ammonia in hardwater acclimated rainbow trout: does acclimation occur? Aquat. Toxicol. 40:171-191.
- Losordo, T.M., Masser M.P., Racoky J. 1992. Recirculating aquaculture tank production systems: An overview of critical considerations. Southern Regional Aquaculture Center. Publication No: 451. Stoneville, MS, 6 sayfa.
- Malone, R.F., Drennan, D.G. 1993. Bead Filters. Appeared in Alternative Aquaculture Network, Vol: II. No: 3 pp. 23, 1993.
- Masser, M.P., Racoky J., Losordo T.M. 1992. Recirculating aquaculture tank production system, management of recirculating systems, Southern Regional Aquaculture Center, Publication No: 452 Stoneville, MS, 12 sayfa.
- McCormick, J.H., Broderius, S.J., Fandt, J.T. 1984. Toxicity of ammonia to early life stage of green sunfish *Lepomis cyanellus*. Environmental Pollution 36(A):147-163.

- Mommsen, T.P., Hochachka P.W. 1988. The purine nucleotide cycle as two temporally separated metabolic units: a study on trout muscle. *Met. Clin. Exp.* 37: 552–556.
- Okumuş, İ., 2002. Rainbow trout broodstock management and seed production in Turkey: present practices, constraints and the future. *Turkish J. Fish. and Aquat. Sci.* 2: 41-56.
- Olson, K.R., Fromm P.O. 1971. Excretion of urea by two teleosts exposed to different concentrations of ambient ammonia. *Comp. Biochem. Physiol.* 40A:999-1007.
- Randall, D.J., Tusi T.K.N. 2002. Ammonia toxicity in fish. *Marine Pol. Bull.*, 45: 17-23.
- Rasmussen, R.S., Korsgaard B. 1998. Ammonia and urea in plasma of juvenile turbot (*Scophthalmus maximus* L.) in response to external ammonia. *Comp. Biochem. Physiol.* 120A:163-168.
- Russo, R.C., Smith, C.E., Thurston, R.V. 1974. Acute toxicity of nitrite to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries research Board of Canada.* 31:1653-1655.
- Russo, R.C., Thurston, R.V. 1991. Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to fishes. Brune, D. E., Tomasso, J.R. (Ed.) *Aquaculture and water quality.* The World aquaculture Society, LSU., USA., 58-89.
- Steele, S.L., Chadwick T.D., Wright P.A. 2001. Ammonia detoxification and localization of urea cycle enzyme activity in embryos of the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in relation to early tolerance to high environmental ammonia levels. *J. Exp. Bio.* 204: 2145-2154.
- Sprague, J.B. 1978. Measurement of pollutant toxicity to fish: III. Sublethal effects and “safe” concentrations. *Water Res.* 5:245-266.
- Sprague, J.B. 1990. Aquatic Toxicology. In: *Methods for fish biology* (Bölüm 15), Schreck, C.B., Moyle, P.B. (Ed.). *Am. Fish. Soc., USA.*, 491-528.
- Thurston, R.V., Russo, R.C., Smith, C.E. 1978. Acute toxicity of ammonia and nitrite to cutthroat trout fry. *Trans. Am. Fish. Soc.* 107:361-368.
- Thurston, R.V., Chakoumakos C., Russo R.C., 1981. Effect of fluctuating exposures on the acute toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and cutthroat trout (*S. clarki*). *Water Res.* 15:911-917.
- Thurston, R.V., Russo R.C. 1983. Acute toxicity of ammonia to rainbow trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112: 696-704.
- TÜİK.2007. Su ürünleri istatistikleri. Türkiye İstatistik Kurumu Başkanlığı, Ankara, 62 sayfa.
- Twitche, I.D., Eddy, F.B. 1994. Effects of ammonia on sodium balance in juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* Walbaum. *Aquat. Toxicol.* 30: 27-45.
- Wicks, B.J., Randall D.J. 2002a. The effect of feeding and fasting on ammonia toxicity in juvenile rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquat. Toxicol.* 59: 71–82.
- Wicks, B.J., Randall D.J. 2002b. The effect of sub lethal ammonia exposure on fed and unfed rainbow trout: the role of glutamine in the regulation of ammonia. *Comp. Biochem. Physiol.* 132: 275–285.
- Wicks, B.J., Tang Q., Joensen R., Randall D.J. 2002. Swimming and ammonia toxicity in salmonids: the effect of sub lethal ammonia exposure on the swimming performance of coho salmon and the acute toxicity of ammonia in swimming and resting rainbow trout. *Aquat. Toxicol.* 59: 55–69
- Wilkie, M.P., Wood C.M. 1991. Nitrogenous waste excretion, acid-base regulation, and ion regulation in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to extremely alkaline water. *Physiol. Zoo.* 64(4): 1069-1086.
- Wilson, R.W., Taylor E.W. 1992. Transbranchial ammonia gradients and acid-base responses to high external ammonia in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) acclimated to different salinities. *J. Exp. Biol.* 166: 95-106.
- Wood, C.M. 1993. Ammonia and urea metabolism and excretion. In: *The Physiology of Fishes* (Bölüm 13), Evans D.H. (Ed.). *CRC Press, FL, ABD*, 379-426.